

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ANE-MERY PISETTA GORIGOITÍA

**APLICAÇÃO DE BIORREATOR COM MEMBRANAS NO TRATAMENTO DE
EFLUENTES DE ATERRO INDUSTRIAL**

CURITIBA

2011

ANE-MERY PISETTA GORIGOITÍA

**APLICAÇÃO DE BIORREATOR COM MEMBRANAS NO TRATAMENTO DE
EFLUENTES DE ATERRO INDUSTRIAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná em parceria com o SENAI-PR e a *Universität Stuttgart*, Alemanha, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente Urbano e Industrial.

Orientador: Professor Dr. Ing.- Uwe Menzel

Co-Orientador: Msc. Sérgio Mauro Cordova da Rosa

Co-Orientadora: Professora Dra. Daniela Neuffer

CURITIBA

2011

TERMO DE APROVAÇÃO

ANE-MERY PISETTA GORIGOITÍA

APLICAÇÃO DE BIORREATOR COM MEMBRANAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE ATERRO INDUSTRIAL

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente Urbano e Industrial do Programa de Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, pela seguinte banca examinadora:

Orientador: _____ Professor Dr. Ing. - Uwe Menzel
Universität Stuttgart

Co-Orientador: _____ Msc. Sérgio Mauro Cordova da Rosa
SENAI – Blumenau

Co-Orientadora: _____ Professora Dr^a. Daniela Neuffer
Universität Stuttgart

_____ Dr^a. Karen Juliana do Amaral
Universität Stuttgart

_____ Dr. Joel Dias da Silva
FURB – Blumenau/ SENAI – Blumenau

Curitiba, 05 de Abril de 2011.

A meus filhos Matheus Eduardo e Ariel
Arthur, os quais me impulsionaram a
enfrentar novos desafios em busca de um
mundo melhor para eles viverem.

AGRADECIMENTOS

À Deus, soberando mestre, Pai amoroso em quem confio e espero.

Aos meus pais Anna e Fidélis, (in memoriam), pela doutrina de vida e sementes de amor, fé, coragem e determinação, que plantaram em meu coração.

À meus filhos, Ariel e Matheus, que pacientemente entenderam e colaboraram na difícil missão de estarem em outro País, submetidos a outro clima e outro idioma, para verem realizado este sonho.

À meu marido Geanderson, do qual obtive total apoio, pelos 212 dias em que permitiu a existência de mais de 11.000 km de distância física entre nós.

À meus colegas de curso pelo companheirismo, troca de experiências e momentos de descontração e estudo.

À minha amiga Cristiane Schapoo pelo impulso inicial em direção ao desafio do intercâmbio, e companhia nas duras caminhadas pela neve até o ISWA.

À grande amiga Matilde de Paula Soares, que por inúmeras vezes, me ajudou, amparou e aconselhou nestes três anos de estudos. Obrigada de coração!

Aos professores orientadores Dr. Uwe Menzel e M.sc. Sergio Mauro C. Rosa, pela credibilidade depositada, sugestões na elaboração deste trabalho, profissionalismo, dedicação e apoio. Meu muito obrigada por tudo!!!

Ao professor Dr. Joel Dias da Silva por suas valiosas orientações sobre a essência de um trabalho científico.

À Universität Stuttgart, Universidade Federal do Paraná e Senai-CIC, pela iniciativa deste mestrado.

Ao Welcome Service, em especial ao Herr. Lange e a Frau. Habel, pelo apoio, orientação e cuidado na escolha do lar e escola das crianças na Alemanha.

À professora Dra. Daniela Neuffer pelo carinho, consideração e profissionalismo demonstrado durante todo o tempo em que estive na Alemanha.

Ao Timo Pittmann por seu apoio e orientação na Universität Stuttgart - ISWA.

Aos Diretores da Momento Engenharia Ambiental Ltda, Lauro Luiz Leone Vianna e Luiz Peret Antunes, pelo apoio durante a realização desse trabalho e ao longo da minha vida profissional na empresa.

Aos colegas de trabalho, em especial a Lusane Meri, Edinéia e Joana, que me fizeram sentir bem próximas do Brasil, mesmo estando tão distante.

Ao DAAD pela ajuda financeira, sem a qual este sonho jamais teria sido realizado.

Aos amigos que constitui na Alemanha, brasileiros e alemães, da Comunidade Cristã, que por muitas vezes foram o meu porto seguro e renovaram as minhas forças nos momentos difíceis. Em especial às amigas Fernanda, Léa e Edina, o meu muito obrigada

por tudo, e também com muito carinho às amigas Luciana, Fabiana, Renata, Vivi, Adriana, Mirela e Maria, ao jovem Felipe, aos conselheiros Cacau e Tamara, e Pastores Malu e Rudi.

À Léa por toda dedicação, conselhos, carinho e ajuda quando Ariel adoeceu.

À Fernanda, Daniel e Lucas pela maravilhosa companhia nos passeios, e por nos adotarem como família. Tenho certeza de que Leinfelden não foi escolhida por acaso. Foi por Deus.

À meus irmãos Suely, Stella, Mirian, Nilda, Neide, Júlio, Elvis, Fidelis (in memoriam), Luís (in memoriam), José (in memoriam), Benilde (in memoriam), Mirtes, Milena, Diva, Olvides, Maria, Iracema, e aos muitos e amados sobrinhos. Também ao padrinho Mário pela pescaria quando retornamos.

A quem me mandou cartinhas... (Simone C. G. Luz, é você amiga!).

Às empresas Wehrle Umwelt GmbH, Huber AG, Neotex Consultoria Ambiental Ltda, pelos fornecimentos de amostras de produtos, equipamentos e procedimentos para a realização dos ensaios.

Aos meus colegas de curso na Alemanha, Werner, Alessandra e Cristiane, pela companhia nas reuniões de sextas feiras, as quais proporcionaram momentos de confraternização familiar, sem o qual, às vezes tornava-se difícil suportar a saudade do Brasil.

À senhora Heidi Ulmer e Professores e Diretores da escola Helme Heine pelo apoio e ensinamentos inesquecíveis sobre o dia-a-dia na Alemanha. Em especial ao Diretor Ralf e professores Erika, Katrin, Sascha, Gerhid e Carola.

Aos professores do EDUBRAS MAUI pelo empenho e profissionalismo ao multiplicarem conosco os seus conhecimentos. Em especial ao professor Dr. Andreas Grauer que permiti a todos, em suas brilhantes traduções, o perfeito entendimento das aulas ministradas no idioma alemão.

Agradecimento especial também ao professor Álvaro Mathias por seu apoio e compreensão, e aos professores Mauricí Kawano, Klaus Fischer, Jörg Metzger, Arislete Dantas de Aquino, Georges Kaskantzis e Karen Amaral, pela dedicação e incentivo na busca de alternativas para as questões relacionadas ao ambiente.

À coordenação do mestrado, em especial à Professora Regina Weinschutz e à Marielle Feilstrecker por me direcionarem ao sucesso desta conquista.

E, finalmente, uma regressão especial aos dias de sol escaldante, em que passei, da infância à adolescência, recolhendo palha de arrozais, para atender a requisitos ambientais de embalagem, critérios para exportação de porcelanas fabricadas por indústria da cidade onde resido. Esta experiência foi única e determinante no desenvolvimento do espírito crítico e de amor ao ambiente, o qual trago comigo e vivencio em todos os momentos.

“Quanto mais transformamos nosso mundo, mais temos que entendê-lo e recuperá-lo.”

Ane (2010)

RESUMO

Das emissões resultantes do processo de tratamento e disposição de resíduos em aterros, a mais significativa, é o líquido lixiviado. Sua composição complexa exige processos de tratamento criteriosos para não causar impacto ao meio ambiente, bem como atender aos limites preconizados na legislação, sendo este um importante desafio enfrentado pelas empresas de tratamento de resíduos. Este trabalho objetivou verificar a possibilidade de melhorar a qualidade do efluente tratado de aterro, testando a substituição do sistema de decantação e sistema de tratamento físico-químico, por uma unidade de membranofiltração associada ao tratamento biológico por lodos ativados. Para avaliar esta possibilidade, uma planta piloto de ultrafiltração foi instalada numa estação de tratamento de efluente de aterro, situada na cidade de Blumenau, Estado de Santa Catarina, Brasil. Nesta, foram coletadas amostras periódicas e monitorados principalmente os parâmetros cor, DQO, turbidez, e toxicidade. Os ensaios apresentaram reduções em média de 80% para o parâmetro cor, 73% para DQO e 99% para turbidez. Dentre os custos apropriados, o consumo de energia elétrica foi o mais expressivo. Não houve formação de subprodutos ou permanência de residuais no efluente tratado. De acordo com os resultados obtidos, o processo de separação por membranas mostrou-se tecnicamente viável para implantação na estação de tratamento de efluente de aterro estudada.

PALAVRAS-CHAVE: resíduos industriais. aterro. líquido lixiviado. tratamento. membranofiltração. MBR.

ABSTRACT

From the emissions of treatment and disposal process of waste, the most significant is the leachate liquid. Its complex composition requires careful treatment processes to avoid causing environmental impact such as meeting the limits prescribed by law, this being an important challenge for companies dealing with waste treatment. This study aimed to investigate the possibility of improving the quality of treated effluent from the landfill, testing the replacement of the decanting system and settling physical-chemical treatment, for a filtration membrane unit associated with the biological sludge activated treatment. To evaluate this possibility, a ultra-filtration pilot unit was installed in a effluent treatment plant from the landfill, located in the city of Blumenau, Santa Catarina, Brazil. There, samples were collected periodically and monitored mainly color parameters, COD, turbidity, and toxicity. The tests showed reductions in average of 80% for the color parameter, 73% for COD, and 99% for turbidity. Among the appropriate costs, electricity consumption was the most important. There was no formation of sub products or residuals remaining in the treated effluent. According to the results obtained, the process of membrane separation proved to be technically viable for implementation in treatment plant effluent landfill studied.

KEYWORDS: industry waste, landfill, liquid leachate, treatment, membrane filtration, MBR.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|-----|
| FIGURA 1 – TIPOS DE RESÍDUOS CLASSE 2 RECEBIDOS NA CTRB..... | 26 |
| FIGURA 2 – TIPOS DE RESÍDUOS CLASSE 1 RECEBIDOS NA CTRB..... | 26 |
| FIGURA 3 – PRIORIDADES NO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS..... | 34 |
| FIGURA 4 – DESTINAÇÃO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS NO BRASIL | 35 |
| FIGURA 5 – RESÍDUOS INDUSTRIAIS POR TECNOLOGIA DE TRATAMENTO ... | 36 |
| FIGURA 6 – MERCADO DE RESÍDUOS URBANOS E INDUSTRIAIS NO BRASIL | 37 |
| FIGURA 7 – TIPOS DE DESTINAÇÃO - BADEN WÜRTTEMBERG (1987-2000).... | 38 |
| FIGURA 8 – PROCESSO BIOLÓGICO POR LODOS ATIVADOS | 49 |
| FIGURA 9 – FILTRO PERCOLADOR (VISTA SUPERIOR)..... | 51 |
| FIGURA 10 – BIODISCOS | 52 |
| FIGURA 11 – ETAPAS DO TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO | 56 |
| FIGURA 12 – CAPACIDADE DE RETENÇÃO DAS MEMBRANAS | 62 |
| FIGURA 13 – MEMBRANA TUBULAR SIMPLES | 64 |
| FIGURA 14 – MEMBRANA TUBULAR OCA..... | 65 |
| FIGURA 15 – MEMBRANA ESPIRAL | 66 |
| FIGURA 16 – SISTEMA DE MEMBRANA PLANA..... | 67 |
| FIGURA 17 – PRINCÍPIO DE OPERAÇÃO DE BIORREATOR COM MEMBRANAS | 76 |
| FIGURA 18 – CONFIGURAÇÕES DE SISTEMAS DE MEMBRANAS | 77 |
| FIGURA 19 – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA CTRB | 83 |
| FIGURA 20 – FLUXO DOS RESÍDUOS NA CTRB..... | 85 |
| FIGURA 21 – TRATAMENTO DE RESÍDUOS CLASSE I | 86 |
| FIGURA 22 – TRATAMENTO DE RESÍDUOS CLASSE II | 87 |
| FIGURA 23 – FLUXOGRAMA DO TRATAMENTO DE EFLUENTES DA CTRB | 88 |
| FIGURA 24 – ETAPAS DE TRATAMENTO DOS EFLUENTES | 89 |
| FIGURA 25 – LOCALIZAÇÃO FÍSICA DO ATERRO EICHHOLZ..... | 91 |
| FIGURA 26 – SISTEMA DE SUPORTE DAS MEMBRANAS..... | 93 |
| FIGURA 27 – SUPORTE DAS MEMBRANAS | 94 |
| FIGURA 28 – ESQUEMA DE COLETA PARA ACOMPANHAMENTO DO MBR.... | 100 |
| FIGURA 29 – ETAPAS DO TRATAMENTO NA ESTAÇÃO DO ATERRO DE EICHHOLZ | 106 |
| FIGURA 30 – VISTA PARCIAL DA ETE EICHHOLZ | 107 |
| FIGURA 31 – PONTO DE INSPEÇÃO NO SISTEMA UF | 109 |
| FIGURA 32 – COR DO EFLUENTE DA CTRB | 112 |
| FIGURA 33 – DQO DO EFLUENTE DA CTRB | 113 |
| FIGURA 34 – PONTOS DE AMOSTRAGEM | 117 |
| FIGURA 35 – PERFIL DE REMOÇÃO DE COR | 118 |
| FIGURA 36 – VARIAÇÃO DE COR DO EFLUENTE COM TIPO DE TRATAMENTO | 119 |
| FIGURA 37 – PERCEPÇÃO VISUAL DOS TRATAMENTOS APLICADOS..... | 119 |
| FIGURA 38 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE COR | 120 |
| FIGURA 39 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE COR – SISTEMAS UF E Bio | 120 |
| FIGURA 40 – PERFIL DE REMOÇÃO DE DQO..... | 121 |
| FIGURA 41 – EFICIÊNCIA NA DE REMOÇÃO DQO UF E Bio | 122 |
| FIGURA 42 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE DQO UF E FQ | 122 |
| FIGURA 43 – PERFIL DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ | 123 |

| | |
|---|-----|
| FIGURA 44 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ – SISTEMA UF E Bio. | 124 |
| FIGURA 45 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ – SISTEMA UF E FQ. | 124 |
| FIGURA 46 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE SÓLIDOS – SISTEMA UF E FQ... | 125 |
| FIGURA 47 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE SÓLIDOS – SISTEMA UF E Bio... | 126 |
| FIGURA 48 – TOXICIDADE <i>VIBRIO FISCHERI</i> | 127 |
| FIGURA 49 – TOXICIDADE <i>DAPHNIA MAGNA</i> | 128 |
| FIGURA 50 – ASPECTO DO EFLUENTE APÓS O TRATAMENTO | 129 |
| FIGURA 51 – ASPECTO DO EFLUENTE APÓS O TRATAMENTO | 130 |
| FIGURA 52 – MEMBRANA APÓS USO | 131 |
| FIGURA 53 – LIMPEZA QUÍMICA | 132 |
| FIGURA 54 – ESTADO DAS MEMBRANAS APÓS 11 MESES DE USO..... | 132 |
| FIGURA 55 – DISTRIBUIÇÃO DE CUSTOS OPERACIONAIS DO PROCESSO FQ | 134 |
| FIGURA 56- DISTRIBUIÇÃO DE CUSTOS OPERACIONAIS DO PROCESSO UF | 135 |
| FIGURA 57 – COMPARAÇÃO CUSTOS FQ E UF | 136 |
| FIGURA 58 – ETAPA DE DECANTAÇÃO SECUNDÁRIA | 144 |
| FIGURA 59 – ESQUEMAS DO PROCESSO DE TRATAMENTO ATUAL E PROPOSTO | 145 |

LISTA DE QUADROS

| | |
|--|-----|
| QUADRO 1 – QUANTIDADES PROCESSADAS POR TECNOLOGIA DE TRATAMENTO..... | 36 |
| QUADRO 2 – UNIDADES RECEPTORAS DE RESÍDUOS NO BRASIL..... | 42 |
| QUADRO 3 – APLICAÇÕES DAS MEMBRANAS | 72 |
| QUADRO 4 – ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO UTILIZANDO MBR..... | 74 |
| QUADRO 5 – ENSAIOS FÍSICO QUÍMICOS E METODOLOGIA..... | 98 |
| QUADRO 6 – IDENTIFICAÇÃO DOS PONTOS DE MONITORAMENTO | 99 |
| QUADRO 7 – PLANO DE MONITORAMENTO E AMOSTRAGEM | 99 |
| QUADRO 8 – PROCESSO MBR ATERRO EICHHOLZ – DADOS DE PROJETO..... | 108 |
| QUADRO 9 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE DA CTRB..... | 111 |
| QUADRO 10 – DISTRIBUIÇÃO DOS CUSTOS OPERACIONAIS DA ETE DA CTRB | 113 |
| QUADRO 11 – CUSTOS DO PROCESSO FÍSICO QUÍMICO..... | 114 |
| QUADRO 12 – RESULTADOS DOS ENSAIOS REALIZADOS COM PLANTA PILOTO | 115 |
| QUADRO 13 – CUSTOS OPERACIONAIS DO SISTEMA DE ULTRAFILTRAÇÃO | 116 |
| QUADRO 14 – ATENDIMENTO À LEGISLAÇÃO..... | 140 |
| QUADRO 15 – LIMITES DE DQO NA LEGISLAÇÃO ESTADUAL | 141 |
| QUADRO 16 – COMPARAÇÃO BRASIL X ALEMANHA | 146 |
| QUADRO 17 – COMPARAÇÃO DO USO DO MBR NO BRASIL (CTRB) E NA ALEMANHA..... | 149 |

LISTA DE SIGLAS

| | |
|----------------|---|
| ABETRE | - Associação Brasileira de Empresas de Tratamento, Recuperação e Disposição de Resíduos Especiais |
| ABNT | - Associação Brasileira de Normas Técnicas |
| ABRELPE | - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais |
| AOX | - Compostos Orgânicos Halogenados Adsorvíveis |
| CETESB | - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental |
| CONAMA | - Conselho Nacional de Meio Ambiente |
| CTRB | - Central de Tratamento de Resíduos de Blumenau |
| DAAD | - <i>Deutscher Akademischer Austausch Dienst German Academic</i> |
| DBO | - Demanda Bioquímica de Oxigênio |
| DE | - Diretivas Européias |
| DIN | - <i>Deutsches Institut für Normung</i> |
| DQO | - Demanda Química de Oxigênio |
| ED | - Eletro Diálise |
| ETE | - Estação de Tratamento de Efluentes |
| FAEMA | - Fundação Municipal do Meio Ambiente |
| FATMA | - Fundação do Meio Ambiente |
| FQ | - Físico Químico |
| GmbH | - Do alemão, <i>Gesellschaft mit beschränkter Haftung</i> , sinônimo de Ltda. |
| IAP | - Instituto Ambiental do Paraná |
| IBGE | - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística |
| ISO | - <i>International Organization for Standardization</i> |
| ISWA | - <i>Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte – und Abfallwirtschaft</i> |
| IVL | - Índice Volumétrico do Lodo |
| Ltda | - Limitada |
| MBR | - <i>Membrane Bioreactor</i> |
| MEA | - Momento Engenharia Ambiental Ltda |

| | |
|--------------|---|
| NBR | - Norma brasileira |
| NF | - Nanofiltração |
| NTU | - Unidade Nefelométrica de Turbidez |
| OR | - Osmose Reversa |
| PEAD | - Polietileno de Alta Densidade |
| PGA | - Programa de Gestão Ambiental |
| pH | - Potencial Hidrogeniônico |
| PNRS | - Política Nacional de Resíduos Sólidos |
| SBR | - <i>Sequencing Batch Reactor</i> |
| SMEWW | - <i>Standard Methods for the Examination of Water Wastewater</i> |
| SST | - Sólidos Suspensos Totais |
| TOC | - Total de Carbono Orgânico |
| UF | - Ultrafiltração |
| UV | - Ultra Violeta |

LISTA DE SÍMBOLOS

| | |
|-------|--------------------------------|
| % | - Porcentagem |
| n.º | - Número |
| t | - Tonelada |
| cm | - Centímetro |
| cm/s | - Centímetros por segundo |
| mm | - Milímetro |
| mg/L | - Miligrama por Litro |
| kg | - Kilograma |
| µm | - Micrometro |
| m/s | - Metros por segundo |
| Pa | - Pascal |
| m² | - Metro quadrado |
| m³/h | - Metros cúbicos por hora |
| g/L | - Gramas por litro |
| € | - Euro |
| Km | - Kilômetro |
| § | - Parágrafo |
| L/h | - Litros por hora |
| L | - Litro |
| ppm | - Parte por milhão |
| m³ | - Metro cúbico |
| Nm³/h | - Normal metro cúbico por hora |
| mg | - Miligrama |
| mg/L | - Miligrama por litro |
| a | - Ano |
| @ | - Arroba |

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1.0 INTRODUÇÃO | 19 |
| 1.1 OBJETIVO GERAL | 22 |
| 1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 22 |
| 1.3 JUSTIFICATIVAS..... | 23 |
| 2.0 REVISÃO DE LITERATURA | 29 |
| 2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS | 29 |
| 2.1.1 Classificação dos resíduos | 30 |
| 2.1.2 Gerenciamento de resíduos..... | 32 |
| 2.2 ATERRO PARA RESÍDUOS SÓLIDOS INDUSTRIAIS | 39 |
| 2.2.1 Preparo de um aterro para resíduos industriais | 40 |
| 2.2.2 Operação de um aterro para resíduos industriais | 41 |
| 2.2.3 Tendências futuras do gerenciamento de resíduos no Brasil | 42 |
| 2.3 LIXIVIADO – CARACTERÍSTICAS E FORMAS DE TRATAMENTO | 43 |
| 2.3.1 Tratamento biológico | 47 |
| 2.3.1.1 Tratamento biológico por lodos ativados | 49 |
| 2.3.1.2 Tratamento biológico por filtro percolador..... | 51 |
| 2.3.1.3 Tratamento biológico por biodiscos | 52 |
| 2.3.1.4 Tratamento biológico em reator anaeróbio | 53 |
| 2.3.2 Tratamento físico-químico | 54 |
| 2.3.2.1 Precipitação química – coagulação / floculação / sedimentação | 55 |
| 2.3.2.2 Reagentes utilizados na precipitação química | 57 |
| 2.3.3 Membranofiltração | 58 |
| 2.3.3.1 Conceito..... | 58 |
| 2.3.3.2 Tipos de membranas | 59 |
| 2.3.3.3 Produção de membranas..... | 62 |
| 2.3.3.4 Configurações de membranas..... | 63 |
| a) Módulos de membranas tubulares | 64 |
| b) Módulos de membranas de fibra oca..... | 65 |
| c) Módulos de membranas do tipo espiral | 66 |
| d) Módulos de membranas em quadro e placas..... | 66 |

| | |
|--|----|
| e) Módulos de cartuchos de membranas..... | 67 |
| 2.3.3.5 Formas de operação dos sistemas de membranas | 67 |
| a) Filtração em linha | 68 |
| b) Filtração tangencial..... | 68 |
| 2.3.3.6 Fatores que reduzem a eficiência das membranas | 68 |
| a) Obstrução por polarização da concentração | 69 |
| b) Obstrução por contaminação..... | 70 |
| 2.3.3.7 Limpeza das membranas..... | 70 |
| 2.3.3.8 Aplicações das membranas..... | 71 |
| 2.3.3.9 Biorreator com membranas | 74 |
| 2.3.3.9.1 Princípio de operação de um biorreator com membranas | 75 |
| 2.3.3.9.2 Módulos de disposição das membranas | 76 |
| 2.3.3.9.3 Comparação do sistema MBR com o sistema convencional de tratamento..... | 78 |
| 2.3.3.9.4 Vantagens e desvantagens do uso do MBR | 78 |
| 2.3.3.9.5 Custos de implantação, operação e manutenção | 79 |
| 2.3.3.9.6 Variantes do processo | 80 |
| 3.0 MATERIAIS E MÉTODOS..... | 82 |
| 3.1 ORIGEM E FORMA DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO ANALISADO | 83 |
| 3.1.1 Caracterização da área de estudo..... | 83 |
| 3.1.2 Processo da Central de Tratamento de Resíduos Industriais de Blumenau | 84 |
| 3.1.2.1 Recepção dos Resíduos..... | 84 |
| 3.1.2.2 Tratamento e destinação dos resíduos..... | 85 |
| 3.1.2.3 Tratamento de efluentes | 87 |
| 3.1.2.4 Monitoramento | 90 |
| 3.2 VISITAS TÉCNICAS A ATERROS NA ALEMANHA | 91 |
| 3.3 IMPLANTAÇÃO DE PLANTA PILOTO COM MEMBRANA | 92 |
| 3.3.1 Montagem da planta piloto de membranas | 93 |
| 3.3.2 Objetivo do teste piloto | 94 |
| 3.3.3 Princípio de funcionamento da planta piloto | 95 |
| 3.3.4 Manutenção do sistema..... | 95 |
| 3.3.5 Monitoramento do sistema..... | 96 |
| 3.3.5.1 Bioensaio de Toxicidade Aguda com <i>Daphnia magna</i> | 96 |

| | |
|---|-----|
| 3.3.5.2 Bioensaio de Toxicidade Aguda com <i>Vibrio fischeri</i> | 97 |
| 3.3.5.3 Parâmetros físico-químicos | 97 |
| 3.3.5.4 Coleta e Amostragem | 98 |
| 3.3.6 Apropriação de custos do processo testado | 101 |
| 3.3.7 Critério utilizado para avaliar os dados | 101 |
| 3.4 APLICAÇÃO DO SISTEMA DE MEMBRANAS EM SUBSTITUIÇÃO DA DECANTAÇÃO SECUNDÁRIA E TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO | 102 |
| 3.5 CRITÉRIOS UTILIZADOS NA AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS EM PLANTA PILOTO..... | 103 |
| 3.6 UTILIZAÇÃO DO SISTEMA MBR NO BRASIL EM COMPARAÇÃO COM O USO NA ALEMANHA..... | 103 |
| a) Estrutura e meio ambiente..... | 104 |
| b) Desenvolvimento de Novas Tecnologias..... | 104 |
| c) Aspectos econômicos | 104 |
| d) Aspectos legais | 104 |
| 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES | 105 |
| 4.1 INFORMAÇÕES COLETADAS NA VISITA TÉCNICA AO ATERRO DE EICHHOLZ, NA ALEMANHA | 105 |
| 4.2 RESULTADOS DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DA CTRB | 110 |
| 4.2.1 Características do efluente da CTRB..... | 110 |
| 4.2.2. Custos de Operação da CTRB | 113 |
| 4.3 RESULTADOS DA APLICAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE MBR..... | 114 |
| 4.3.1 Resultados dos ensaios físico-químicos e microbiológicos | 114 |
| 4.3.2 Custos do sistema testado..... | 116 |
| 4.3.2.1 Custos Operacionais..... | 116 |
| 4.3.2.2 Custos de Implantação | 117 |
| 4.4 AVALIAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS EM PLANTA PILOTO | 117 |
| 4.4.1 Avaliação da eficiência de remoção de poluentes | 117 |
| 4.4.1.1 Eficiência de remoção de cor..... | 118 |
| 4.4.1.2 Eficiência de remoção de DQO..... | 121 |
| 4.4.1.3 Eficiência de remoção de turbidez | 123 |
| 4.4.1.4 Eficiência de remoção de sólidos (SST) | 125 |
| 4.4.1.5 Eficiência na diminuição da toxicidade | 127 |
| 4.4.1.6 Eficiência de remoção de outros parâmetros analisados..... | 129 |

| | |
|---|-----|
| 4.4.2 Avaliação técnica da aplicação do sistema MBR..... | 130 |
| 4.4.3 Avaliação dos custos do processo MBR testado | 133 |
| 4.4.4 Avaliação do atendimento à legislação | 137 |
| 4.4.4.1 Legislação ambiental brasileira..... | 137 |
| 4.4.4.2 Legislação ambiental europeia | 139 |
| 4.5 AVALIAÇÃO DA APLICAÇÃO DO SISTEMA COM MEMBRANAS EM SUBSTITUIÇÃO DO DECANTADOR SECUNDÁRIO E TRATAMENTO FÍSICO- QUÍMICO | 143 |
| 4.6 AVALIAÇÃO DA APLICAÇÃO DO SISTEMA MBR NA CTRB..... | 146 |
| 5.0 CONCLUSÕES | 150 |
| 6.0 RECOMENDAÇÕES | 152 |
| REFERÊNCIAS..... | 153 |
| ANEXOS | 163 |

1.0 INTRODUÇÃO

A capacidade de suporte para o ser humano e para a sociedade é complexa, dinâmica e varia de acordo como o homem maneja seus recursos ambientais (WERSCHENFELDER, 2010).

Desde os primórdios, o homem se destaca em meio aos outros seres, pela sua capacidade de raciocínio, desenvoltura na produção de bens e pelo contínuo domínio das espécies. Toda esta diferenciação projetou o homem como usuário de um meio, do qual, tudo se retira, utiliza e depois, descarta novamente ao meio.

Com a chegada da industrialização, na Europa, em meados do Século XVIII, as atividades de uso dos recursos naturais aceleraram seu ritmo. A produção de bens tomou grandes proporções, tornando-se continuamente crescente em virtude do aumento populacional. Associado a este crescimento vieram melhorias significativas na qualidade de vida do homem, oriundas, principalmente, de avanços na medicina.

Tudo isto culminou num importante desenvolvimento, porém com um grande impacto ao meio ambiente. O motivo principal foi o descarte dos resíduos no solo e a liberação descontrolada de esgotos para as águas. Doenças foram as conseqüências mais desastrosas para o ser humano. Com a própria vida em risco, o homem passou então, de usuário, a “gestor” do meio em que vivemos.

Iniciou-se então, uma nova era. A preocupação com a saúde e bem estar do homem por intermédio também da proteção do meio ambiente, tornou-se uma constante no mundo industrializado. A Europa, que enfrentava sérios problemas ambientais, foi precursora desta mudança revertendo o quadro caótico existente, dando novos rumos ao desenvolvimento, agora de modo sustentável (BILITEWSKI *et al.*, 1994, tradução nossa).

Hoje, países da América Latina, como o Brasil, também levam a questão ambiental a sério e lutam contra a escassez de recursos para instituir saneamento básico e outras condições prioritárias no tratamento da saúde ambiental do País. O Brasil tem como aliada, uma ferramenta fundamental que é a legislação ambiental, a qual atribui ao Poder Público e a todos os cidadãos, a responsabilidade pelo cuidado com o meio ambiente. Porém para ser efetiva, a legislação deve ser seguida por todos e reforçada por atitudes conscientes visando discutir e melhorar

continuamente a nossa relação com o meio ambiente de modo a mantê-lo preservado.

Conforme evidenciado no Artigo 225 da Constituição da República Federativa do Brasil, todos têm direito de viver num meio ambiente ecologicamente equilibrado, cabendo ao poder público e à coletividade, defendê-lo e preservá-lo para as futuras gerações. Uma das formas de assegurar isto, destacada no referido artigo, é o controlar a produção, a comercialização e o emprego de técnicas, métodos e substâncias que ofereçam riscos à vida humana e ao meio ambiente (BRASIL, 1988).

O Brasil possui na atualidade, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, um quadro ainda muito preocupante na questão do manejo de resíduos e saneamento básico. Tendo ainda em 50,8% dos municípios brasileiros, resíduos urbanos destinados de modo inadequado em lixões a céu aberto, sendo que a maior parte deles encontra-se situada nas regiões Norte e Nordeste. A Região Sul do País apresenta o menor índice deste tipo de disposição, com destaque para o Estado de Santa Catarina com 87,2% dos resíduos urbanos destinados corretamente (IBGE, 2008).

Espera-se que, com a instituição da Lei 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, no Brasil em 2010 (BRASIL, 2010), o gerenciamento dos resíduos gerados, venha a mudar a realidade ambiental do País. Será necessário também o investimento em técnicas que tragam soluções eficazes para os problemas enfrentados.

Os países europeus, principalmente os mais desenvolvidos, passaram por períodos difíceis e de extremo empenho na recuperação do ambiente, devido aos impactos causados pelo desenvolvimento descontrolado. Em virtude disto e da experiência adquirida ao longo destes anos, oferecem agora intercâmbio de tecnologias e conhecimento na área ambiental, de modo que países como o Brasil, precisam apenas adaptá-las à sua realidade em prol da proteção esperada.

A Região Sul do Brasil, por influência da colonização européia, possui estreita ligação com países europeus de modo a facilitar esta troca de informações. Santa Catarina, na última década, apresentou um grande crescimento no controle de resíduos, não somente urbanos, mas também os de origem industrial. A instituição de oito aterros, de iniciativa privada, quatro para resíduos classe 1 e 2 e quatro para resíduos classe 2, possibilitou absorver a maior parte da geração de resíduos

industriais do Estado e o estabelecimento de tecnologias diferenciadas de tratamento destes resíduos e dos efluentes gerados neste setor. Segundo dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE, a quantidade de resíduos tratados no País cresceu em torno de 80% entre os anos de 2004 e 2007 (ABRELPE, 2008).

Visando contribuir com melhorias nos processos de tratamento de resíduos e conseqüentemente diminuir a quantidade de substâncias descartadas ao meio ambiente através do efluente, o presente estudo apresenta o detalhamento da aplicação experimental da tecnologia de membranofiltração associada ao tratamento biológico de efluente proveniente de um aterro industrial do Estado de Santa Catarina.

O estudo foi desenvolvido em duas etapas, sendo uma em intercâmbio internacional na Alemanha a outra desenvolvida no Brasil. A experiência vivenciada em estações de tratamento de efluentes de aterro na Alemanha e as informações coletadas permitiram o esclarecimento necessário para sua reprodução, em escala piloto, no Brasil, com o intuito de avaliar sua aplicabilidade. Os trabalhos iniciaram em 2009 na Alemanha e concluídos em 2011 no Brasil e envolveram as etapas de pesquisa de tecnologia e legislação aplicável, estabelecimento de parcerias, implantação da planta piloto de membranas, monitoramento e avaliação dos resultados.

Nos capítulos a seguir são apresentados, os objetivos do estudo, o desenvolvimento dos trabalhos, a metodologia empregada e resultados alcançados, bem como conclusões e sugestões para futuros trabalhos.

1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho da utilização de sistema de biorreator com membranas no tratamento de efluente de aterro industrial, a fim de melhorar o tratamento do efluente, tendo em vista os aspectos ambiental, técnico, econômico e legal.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para alcançar o objetivo principal do estudo e direcionar a pesquisa, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- a) Realizar por meio de visitas técnicas e/ou literatura, pesquisa e levantamento de informações, sobre as tecnologias atualmente utilizadas no Brasil e Alemanha para o tratamento de efluente de aterro industrial, que utilizem biorreator com membranas;
- b) Testar planta piloto, utilizando biorreator com membranas, na central de tratamento de resíduos industriais da empresa Momento Engenharia Ambiental Ltda., em substituição do processo de separação de sólidos por decantação;
- c) Levantar os custos médios associados à aplicação do biorreator com membranas, eficiências obtidas, condições operacionais, bem como exigências legais;
- d) Avaliar os resultados alcançados por critérios ambientais, técnicos, econômicos e legais;
- e) Verificar, com base nos testes, a possibilidade de substituir a etapa de tratamento físico-químico pelo sistema de biorreator com membranas;
- f) Comparar o uso do sistema de biorreator com membranas no Brasil com o uso do mesmo na Alemanha;

1.3 JUSTIFICATIVAS

Atualmente novos rumos são tomados, principalmente por parte do poder público, no sentido de garantir a qualidade do meio em que vivemos. A outorga pelo uso da água e maior rigor na legislação que define parâmetros de controle de lançamento de efluentes são fatores que levam instituições e indústrias a repensarem em seus sistemas de tratamento de efluentes e abastecimento de água (ANA, 2010).

Na busca de soluções e processos mais eficazes, as empresas optam por tecnologias limpas, dando preferência ao menor consumo de produtos químicos, maior aproveitamento dos recursos naturais, entre outros, associado ao menor custo possível.

Dentre as soluções mais utilizadas na indústria destaca-se o reuso de água, o qual visa principalmente auxiliar no combate à escassez e melhorar sua qualidade. Uma tecnologia que permite obter uma boa qualidade de água para reuso é o processo com membranas, que embora recente, é bastante empregado em países Europeus, tanto no tratamento de efluentes como em outros setores da indústria (GIORDANO, 2009).

O uso desta tecnologia em tratamento de efluentes ainda é novidade no Brasil, mas já é destaque em algumas unidades. Em São Paulo, por exemplo, foi recentemente instalado um sistema de membranofiltração acoplado ao sistema de tratamento de esgoto, visando à antecipação às mudanças que irão ocorrer na legislação, a qual obrigará as companhias de saneamento a adotarem tratamento terciário para remoção de fósforo e nitrogênio de efluente de esgoto até 2020 (FURTADO, 2010).

No caso de efluente de aterro - um dos mais complexos tipos de efluentes a ser tratado e uma das maiores dificuldades encontradas em centrais de tratamento de resíduos, segundo Castilhos Jr. (2007) - são poucas as aplicações da tecnologia por membranas conhecidas no País para auxiliar no tratamento deste. Os tratamentos existentes resumem-se a tratamentos convencionais por processos biológicos, associados a processos físico-químicos e, com isto, a operação deve ser tomada a critérios rigorosos para atender aos requisitos impostos pela legislação.

Em países europeus, a maioria dos tratamentos de efluentes de aterro ocorre em estações de tratamento existentes na própria central de tratamento de resíduos. Contudo, a descarga dos efluentes tratados é feita na rede de coleta municipal e segue para tratamento posterior na estação de tratamento de esgoto da cidade (FISCHER, 2010). Já no Brasil, a maioria das centrais de tratamento de resíduos realiza a descarga de efluente tratado diretamente no corpo de água receptor, principalmente pela ausência de uma rede de coleta municipal, o que implica na necessidade de um controle mais rigoroso dos possíveis impactos que este possa causar ao corpo receptor.

Para garantir, com tranquilidade, que o descarte do efluente tratado, embora atendendo a todos os padrões legais de lançamento, não venha a causar danos ao meio ambiente, por substâncias que não tenham listado na legislação valores limite para lançamento, e também prevendo exigências futuras de maior rigor nos padrões existentes, torna-se necessário investir em novas tecnologias.

Estes processos possuem viabilidade ambiental comprovada em estações de tratamento de efluentes de aterro, principalmente na Europa, chegando a atingir eficiência na remoção de poluentes da ordem de 99% (WEHRLE, 2009). Sendo assim, admite-se que o uso deste processo no Brasil também trará os mesmos benefícios ambientais.

A grande dificuldade encontrada é devida ao fato de que praticamente toda a tecnologia é, na maior parte dos casos, importada, desde o equipamento, membranas para reposição até mesmo o conhecimento da técnica. Sendo assim, manutenção, operação e custos associados, precisam ser avaliados de modo a adequar possíveis aspectos que inviabilizem sua aplicação.

Outro fator relevante é a tendência mundial de diminuição da quantidade de aterros, seja por falta de espaço ou pelos problemas operacionais enfrentados por estas unidades, como tratamento de gases e chorume. No Brasil, com a instituição da Política Nacional de Resíduos Sólidos, a qual prevê grande redução do volume de resíduos, por meio dos princípios da não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento, o quadro tende a migrar para um número menor de unidades receptoras de resíduos para aterramento (BRASIL, 2010).

Porém, unidades de aterro, continuarão a existir, mas a exemplo do que ocorre na Europa, estas unidades estarão operando com poucos resíduos, mas com maior concentração de carga poluidora neles depositada. Neste caso, o tratamento

de efluentes também vai necessitar de técnicas mais apuradas de tratamento para atingir os limites estabelecidos na legislação.

O efluente de aterro, objeto deste estudo, é proveniente de central de tratamento de resíduos localizada em Blumenau-SC. O efluente recebe tratamento convencional por meio de lodos ativados e processo de tratamento físico-químico. O resultado deste tratamento é um efluente que atende a todos os limites estabelecidos na legislação em vigor. Porém, sempre em melhoria contínua, a empresa criou um Programa de Gestão Ambiental (PGA) para melhorar a qualidade do efluente lançado. As melhorias previstas envolvem os parâmetros cor e DQO principalmente, por se tratarem de parâmetros de difícil redução neste tipo de efluente.

Defende-se a idéia de substituir a etapa de separação de sólidos por decantação e a possibilidade de substituir também a etapa de tratamento físico-químico pelo processo de membranofiltração. A associação do sistema de membranas ao tratamento biológico (biorreator com membranas) possivelmente trará vantagens ambientais, por não haver mais necessidade de uso contínuo de produtos químicos no tratamento, como também econômicas, em relação ao tratamento atualmente realizado.

Pretende-se obter como resultado do tratamento um efluente mais uniforme de modo a garantir atendimento à legislação e ausência de eventuais sazonalidades impostas pelo efluente de entrada, simplificando os processos operacionais.

O efluente de entrada é derivado do processo de disposição de resíduos classe II em aterro após tratamento por processo de solidificação. Devido à variedade de resíduos recebidos o efluente do aterro apresenta variações na sua composição.

Atualmente a Central de Tratamento de Resíduos de Blumenau - CTRB atende mais de dois mil clientes dos mais diversos ramos de atividade e recebe cerca de nove mil toneladas de resíduos por mês. Sendo assim, a composição básica dos resíduos recebidos na CTRB provém principalmente dos setores têxteis, metal-mecânico, alimentício, moveleiro e químico, além de outras fontes geradoras de resíduos como oficinas mecânicas, comércio e indústria calçadista.

As Figuras, 1 e 2, apresentam os principais tipos de resíduos e as proporções das quantidades que ingressaram na CTRB no período de 1999 a 2009, de acordo com a classe a que pertencem.

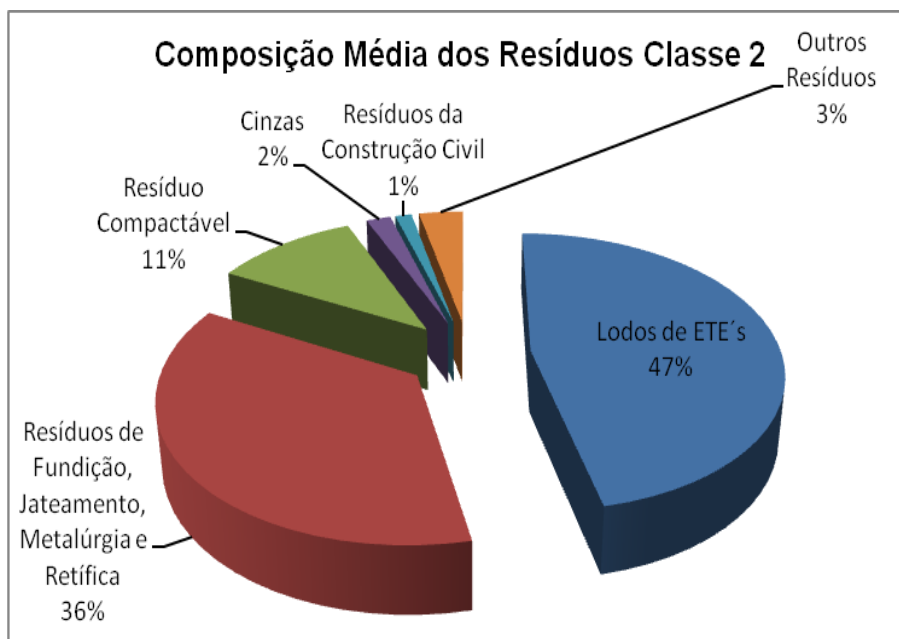


FIGURA 1 – TIPOS DE RESÍDUOS CLASSE 2 RECEBIDOS NA CTRB
 FONTE: O autor (2009)

As proporções mostradas representam quantidades da ordem de aproximadamente 650.000 t para os resíduos de classe 2 e de aproximadamente 38000 t para os resíduos de classe 1.

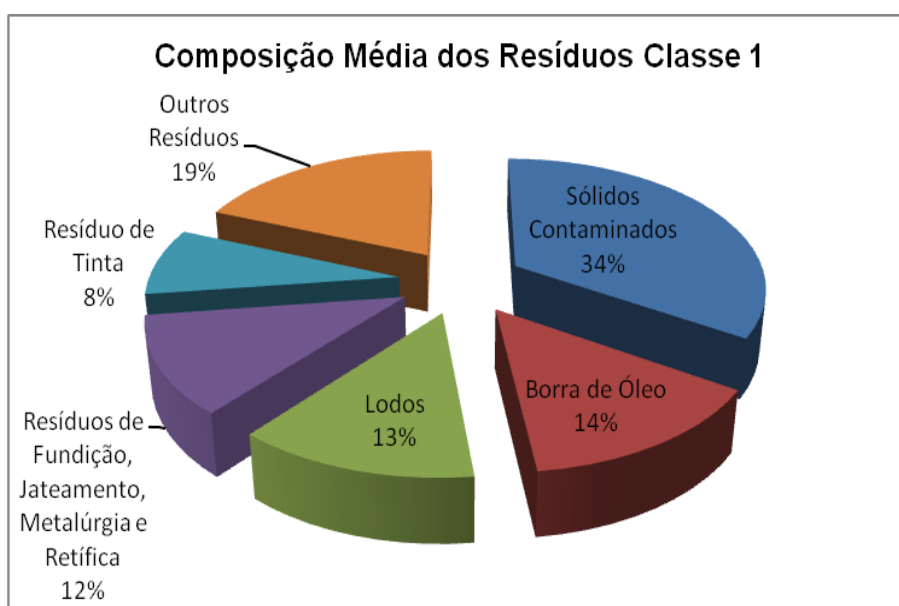


FIGURA 2 – TIPOS DE RESÍDUOS CLASSE 1 RECEBIDOS NA CTRB
 FONTE: O autor (2009)

O trabalho desenvolvido na estação de tratamento de efluentes da Central de Tratamento de Resíduos de Blumenau e a visita de engenheiros alemães, em março de 2008, pesquisadores do *Institute für Siedlungswasserbau, Wassergüte – und Abfallwirtschaft (ISWA)*, intermediados pelo SENAI Blumenau, despertaram o interesse em testar a tecnologia membranofiltração no intuito de melhorar ainda mais a condição do efluente tratado nesta unidade, face às tecnologias utilizadas na Alemanha.

Na ocasião, foram levantadas oportunidades de melhorias no atual processo de tratamento do efluente do aterro. Entre as melhorias sugeridas, a tecnologia por membranas, foi apontada como a mais promissora, podendo simplificar processos de controle operacional que dependem das sazonalidades do tratamento biológico, além de aumentar a capacidade de tratamento.

O efluente do aterro é atualmente tratado pelos processos biológico e físico-químico, atendendo a todos os requisitos legais pertinentes, no entanto, modificações vindouras na legislação e melhorias contínuas previstas no Sistema de Gestão Ambiental da empresa, tornam o desenvolvimento de novas técnicas de tratamento um desafio inadiável para empresas que buscam proteger o meio ambiente.

O processo de tratamento de efluentes da CTRB é comprovadamente eficiente e mantém cuidados visando à proteção dos recursos hídricos da região onde está inserida. Como todos os demais processos realizados na central, este é um processo de melhoria contínua e, sendo assim, como resultado do monitoramento, surgem oportunidades de melhoria também para o efluente.

Atualmente, o propósito é substituir a etapa de separação de sólidos por gravidade, a decantação, pelo processo de separação de sólidos por membranas. Esta substituição proporcionará um efluente de melhor qualidade além de permitir maior concentração de sólidos no reator biológico e conseqüente aumento da capacidade de tratamento, podendo tratar efluentes com cargas mais elevadas de poluentes e/ou imprimir maiores vazões ao sistema, sem a necessidade de ampliar a estrutura física da ETE.

Outra meta possível de ser alcançada na implantação do sistema de membranofiltração é a eliminação do sistema de tratamento físico-químico, de modo que o efluente não receba mais a adição de produtos químicos, os quais são

aplicados para atendimento aos padrões e exigências legais de lançamento dos efluentes, contudo podendo deixar nestes, residuais indesejados.

Em resumo, a justifica-se a escolha da membranofiltração, para o processo de tratamento de efluentes do aterro em questão, apoiado nas seguintes considerações:

- Tendência de mudanças na legislação que rege o lançamento de efluentes com o estabelecimento de limites mais restritivos;
- Tendência de diminuição de aterros e conseqüente maior concentração de poluentes no líquido lixiviado aumentando o grau de dificuldade em removê-los na etapa de tratamento;
- Interesse da empresa detentora do aterro em melhorar o desempenho do tratamento de efluentes da CTRB;
- Disponibilização de equipamentos e orientações técnico-operacionais da tecnologia de membranofiltração por parte de empresas e instituições alemãs;

E por fim, comparando com outros tipos de tratamento, podem-se atingir melhorias significativas na qualidade do efluente e conseqüentemente menor impacto ao corpo de água receptor, é que se propõe o uso da tecnologia por membranas associado ao processo biológico, como solução para esta problemática.

2.0 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS

O conceito de resíduos é bastante amplo, envolvendo praticamente todos os tipos de sobras ou rejeitos decorrentes da atividade humana (FRANKE *et al.*, 1999, tradução nossa).

De acordo com a norma ABNT NBR 10004:2004, são considerados resíduos sólidos:

Os resíduos no estado sólido e semi-sólido, que resultam de atividade industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição, incluindo-se os lodos provenientes das instalações de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isto, soluções, técnica e economicamente inviáveis, em face à melhor tecnologia disponível.

Recentemente foi instituída no Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), a qual conceitua os resíduos como sendo:

Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólidos ou semi-sólidos, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos de água, ou exijam para isto soluções técnica e economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

A geração de resíduos ocorre em todos os setores, como o comércio, indústria, serviços e domicílios. As características dos resíduos gerados em cada setor são específicas. Na indústria, por exemplo, o emprego de materiais perigosos nos processos produtivos pode gerar resíduos com características perigosas. Contudo, os resíduos podem acontecer de forma mesclada, como é o exemplo dos

resíduos dos domicílios, os quais por muitas vezes são compostos por materiais diversos como pilhas, baterias, medicamentos, embalagens de defensivos, lâmpadas fluorescentes, óleos, além dos normalmente esperados, como resíduos de banheiro, cozinha e embalagens de alimentos (CELENZA, 2000; WILLIAMS, 2005, tradução nossa).

É necessário o conhecimento das características dos resíduos para possibilitar a seleção de processos de tratamento e técnicas corretas de disposição. Para isto faz-se a caracterização e a classificação dos resíduos, pois mesmo não sendo perigosos, muitos resíduos podem ser prejudiciais ao meio ambiente e necessitam de gerenciamento e destinação adequados (CASTILHOS JR, 2003).

A caracterização dos resíduos é um método cujo objetivo é quantificar e qualificar a geração de resíduos e é normalmente realizada por meio de uma análise de composição gravimétrica, isto é, da razão entre o peso das frações constituintes dos resíduos. Esta técnica é mais aplicada aos resíduos sólidos urbanos.

A classificação, por sua vez, é um método cujo objetivo é possibilitar o correto gerenciamento de resíduos, agrupando-os de acordo com características similares (RECESA, 2008).

2.1.1 Classificação dos resíduos

De um modo geral, no Brasil, os resíduos são classificados, de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos, de duas maneiras distintas:

- a) Quanto à origem: resíduos domiciliares, resíduos de limpeza urbana, resíduos sólidos urbanos, resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, resíduos dos serviços públicos de saneamento básico, resíduos industriais, resíduos de serviços de saúde, resíduos da construção civil, resíduos agrosilvopastoris, resíduos dos serviços de transportes e resíduos de mineração.
- b) Quanto à periculosidade: resíduos perigosos e resíduos não perigosos. (BRASIL, 2010).

Para o correto gerenciamento dos resíduos (manuseio, acondicionamento, armazenagem, coleta, transporte e destinação final), torna-se também necessário conhecer os riscos que cada resíduo oferece, sejam estes ao meio ambiente ou à saúde pública.

A Norma ABNT NBR 10004:2004 (ABNT, 2004) classifica os resíduos sólidos quanto à sua periculosidade, em:

- a) Resíduos Classe I** – aqueles que apresentam periculosidade, ou seja, que apresentam características, elementos ou compostos que conferem periculosidade ao mesmo, ou uma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade;
- b) Resíduos Classe II A** – resíduo considerado não perigoso, porém não inerte: são aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I, nos termos da NBR 10004. Estes resíduos podem ter propriedades como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água;
- c) Resíduos Classe II B** – resíduo considerado inerte quando amostras representativas deste submetidas ao teste de solubilização (contato dinâmico e estático com água destilada) não apresentarem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, conforme Anexo G da ABNT NBR 10004:2004;

Na Alemanha, mais precisamente no estado de Baden-Württemberg, de acordo com orientações do Ministério do Meio Ambiente, a classificação dos resíduos é feita da seguinte forma (FISCHER, 2009):

- a) Resíduo doméstico: de residências;
- b) Resíduo de grande volume: de residências, p.ex. como móveis, etc.;
- c) Resíduo comercial: do comércio, hotelaria;
- d) Resíduo indústria: similar ao resíduo doméstico;
- e) Resíduo de rua: de limpeza pública de ruas;

- f) Resíduo de feiras livres;
- g) Resíduos de jardins e parques: podas e similares;
- h) Material problema: solventes, tintas, baterias, medicamentos, pesticidas;
- i) Lodo de esgoto;
- j) Resíduos específicos de produção: matéria prima deteriorada, lotes falhos, areias de moldagem, cinzas, resíduos de filtros de gases, etc.;
- k) Resíduos de canteiros de obras: p.ex. madeiras, tambores, embalagens, exceto minerais;
- l) Massas de restos de construção: material de terraplanagem, entulho de construção, restos de construção de estradas sem contaminação orgânica;
- m) Terraplanagem: terra e rochas naturalmente ocorrentes;
- n) Entulho: resíduos minerais de atividades de construção;
- o) Restos de construção de estradas: resíduos minerais com teores de agentes aglutinantes de atividades de construção na construção de estradas e pontes;
- p) Restos de construção: mistura de massas, restos de construção e resíduo de canteiro de obras;

Nesta classificação não estão inclusos os resíduos perigosos de indústrias, hospitais e outras fontes específicas destes (FISCHER, 2009).

Além desta classificação, a Europa conta com uma Lista de Resíduos, para os diversos tipos de resíduos, separados por categorias, onde cada tipo específico possui um código e descrição. O referido catálogo foi elaborado para padronizar a nomenclatura e informações sobre resíduos entre os países da comunidade européia, facilitando, entre outros, a logística, controle e acompanhamento desde a geração, transporte e destinação destes (GOMEZ, 2010).

2.1.2 Gerenciamento de resíduos

Os resíduos sólidos necessitam de um gerenciamento adequado para não prejudicarem o meio ambiente e, portanto requerem cuidados especiais, visando à

utilização máxima de sua potencialidade e o isolamento das substâncias perigosas (CASTILHOS JR, 2003; SMASP, 2005).

São premissas do gerenciamento de resíduos no Brasil, de acordo com a PNRS (BRASIL, 2010), a não-geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos bem como a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Em outras palavras, a lei prevê o gerenciamento pleno dos resíduos, levando em consideração todo o ciclo de vida do produto, no caso de processo produtivo, e todas as possíveis formas de minimização de sua geração, seguida de possível reutilização, reciclagem ou aproveitamento energético e, quando isto não for possível, procedimentos adequados para sua disposição.

Na verdade, segundo evidenciado por Nascimento (2007), a aplicação de tecnologias apropriadas e ecológicas, com a redução da utilização de recursos naturais, de desperdício, da geração de resíduos e poluição, é uma ação de prioridade mundial.

O restabelecimento de valor aos resíduos, quando factível, é de extrema importância, pois faz com que deste modo estes deixem de ser resíduos. Isto pode ser feito pela retirada do material recuperável, aproveitamento da energia associada, novos usos para o material residual e conseqüente minimização do volume a ser aterrado. As indústrias alimentícias, por exemplo, têm boa parte de seus resíduos utilizados como ração animal (FRANKE *et al.*, 1999, tradução nossa; SMASP, 2005).

Recuperação de prata de resíduos de revelação e aproveitamento de resíduos oleosos na geração de energia em fornos de cimento são processos viáveis e muito utilizados, exigindo apenas controles rigorosos nas conseqüentes emissões (WANG *et al.*, 2006, tradução nossa). Do mesmo modo, lâmpadas fluorescentes, resíduos eletrônicos, pneus, resíduos da construção e demolição e outros, podem ser reciclados, utilizando-se métodos apropriados e especialmente desenvolvidos para cada caso (BILITEWSKI *et al.*, 1994, tradução nossa).

Como se pode notar, a maioria dos resíduos gerados pode ser valorizada. A falta de valorização, em muitos casos, está relacionada à mistura de resíduos ou na composição desconhecida do mesmo, necessitando então, de medidas de controle e segregação na origem para evitar esta desvalorização (FRANKE *et al.*, 1999, p.1, tradução nossa).

A introdução de uma política de resíduos sólidos promoverá em nosso País, uma administração mais consciente dos resíduos gerados em todos os setores,

estabelecendo planos de gerenciamento e princípios, atribuindo responsabilidades a todos os geradores e inclusive ao Poder Público (BRASIL, 2010).

Na Europa, os princípios de gerenciamento de resíduos são muito parecidos com os recentemente adotados no Brasil e, em ordem de prioridade, visam: evitar e minimizar a geração, o reuso, a reciclagem (inclui a compostagem), a recuperação de energia, a incineração com recuperação de energia e em último caso, a eliminação, ou seja, destinação em aterro (FRANKE *et al.*, 1999, tradução nossa).

Vale destacar, que no Brasil, evitar e minimizar são a base do processo e devem ter preferência, enquanto que os demais, reciclagem, compostagem, incineração com aproveitamento de energia e aterramento, são consideradas técnicas de tratamento (RECESA, 2008).

A pirâmide inversa, demonstrada na Figura 3, direciona as prioridades anteriormente listadas.

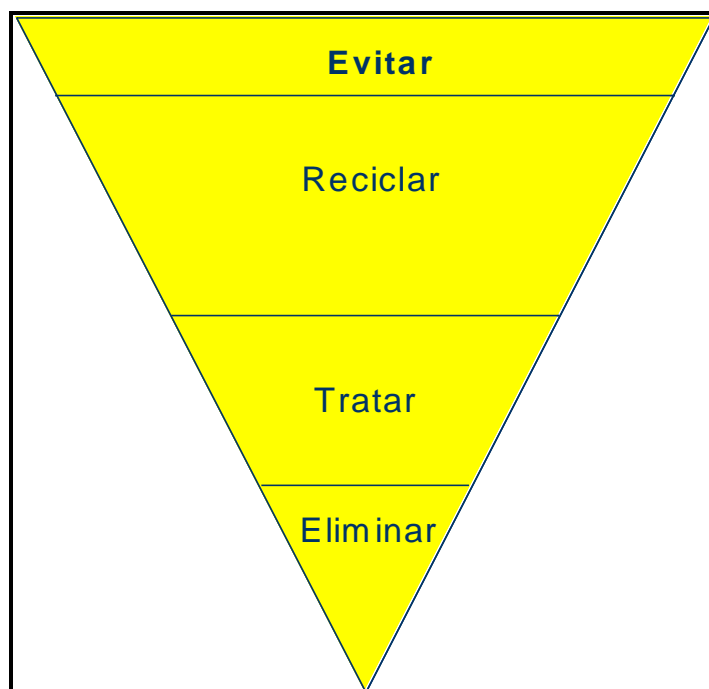


FIGURA 3 – PRIORIDADES NO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS
FONTE: FISCHER (2009)

Um estudo realizado pela Associação Brasileira de Empresas de Tratamento de Resíduos (ABETRE), nos biênios de 2004-2005 e 2006-2007, revela que no Brasil são gerados anualmente aproximadamente 6.000.000 toneladas/ano de

resíduos industriais. Destas quantidades, 4,87% são destinados a Aterro para Resíduos Classe 1, 71,29% destinados a Aterro de Resíduos Classe 2-A, 1,57% para Incineradores Industriais, 17,99% para Unidades de Blendagem e Co-processamento, 9,8% destinados a tratamento por outras tecnologias (ABRELPE, 2008).

No levantamento de 2006-2007, a amostra obtida reuniu 87 unidades operacionais, que representam cerca de 93% do mercado de tratamento de resíduos industriais (DEL BEL, 2010).

A Figura 4 apresenta um panorama do total de resíduos industriais processados no País entre os anos de 2004 a 2007 e segundo a pesquisa de amostragem organizada pela ABETRE, destacando que a maior parte dos resíduos é destinada a aterros sanitários (ABRELPE, 2008).

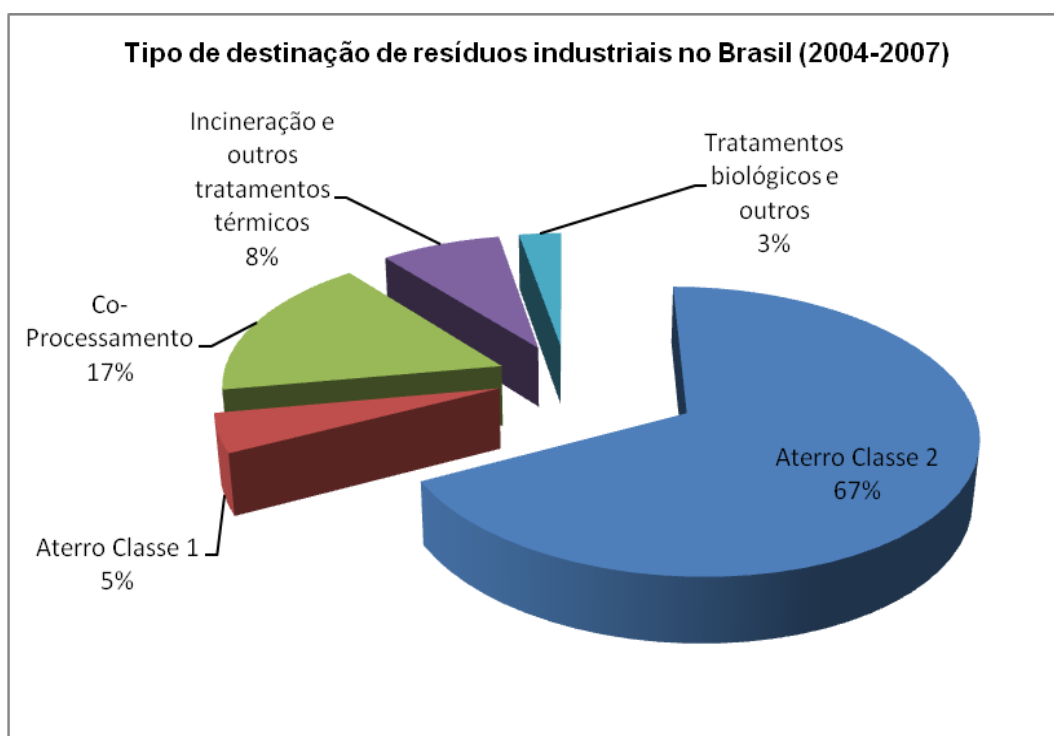


FIGURA 4 – DESTINAÇÃO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS NO BRASIL
FONTE: ABRELPE, 2008

As quantidades de resíduos industriais processadas por tecnologia de tratamento e o avanço a cada ano, segundo dados coletados de empresas privadas

especializadas em tratamento de resíduos no Brasil, encontram-se discriminadas no Quadro 1 e representadas graficamente na Figura 5.

| Resíduos Industriais Por tecnologia de tratamento (1000t) | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 |
|--|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Aterro para classe IIA | 1.733 | 1.605 | 2.986 | 3.655 | 4.569 |
| Aterro para Classe IIB | 489 | 506 | 343 | 579 | 724 |
| Aterro para classe I | 120 | 235 | 171 | 252 | 302 |
| Co-processamento em fornos de clínquer | 492 | 690 | 790 | 981 | 1.000 |
| Incineração | 48 | 64 | 64 | 71 | 75 |
| Outros tratamentos térmicos | 49 | 74 | 59 | 69 | 83 |
| Tratamentos biológicos | 5 | 14 | 31 | 326 | 375 |
| Outras tecnologias | 11 | 13 | 15 | 18 | 14 |
| Total | 2.947 | 3.202 | 4.458 | 5.951 | 7.142 |
| Crescimento anual | | 9% | 39% | 34% | 20% |

QUADRO 1 – QUANTIDADES PROCESSADAS POR TECNOLOGIA DE TRATAMENTO
FONTE: DEL BEL, 2010.

Observando a Figura 5 nota-se um crescente uso das tecnologias disponíveis no Brasil para tratamento de resíduos e conseqüentemente, um ganho ambiental, pela destinação adequada destes resíduos.

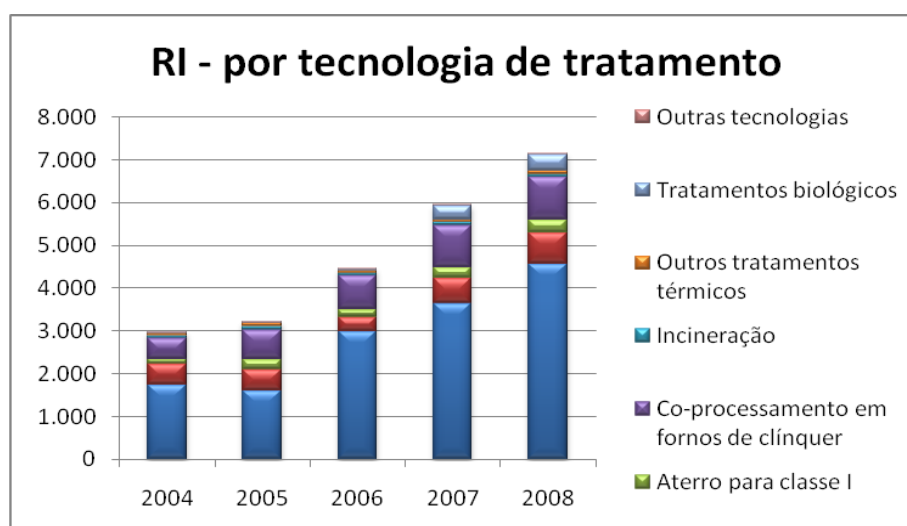


FIGURA 5 – RESÍDUOS INDUSTRIAIS POR TECNOLOGIA DE TRATAMENTO
FONTE: DEL BEL (2010)

Dos resíduos urbanos gerados no País, que somam em média 57 milhões de toneladas por ano, 37% são dispostos em aterro municipal, 13% em aterro privado, 38% em locais inadequados e 12% não são sequer coletados (DEL BEL, 2010). O mercado total de resíduos do País, segundo a ABRELPE (2008), é apresentado na Figura 6.

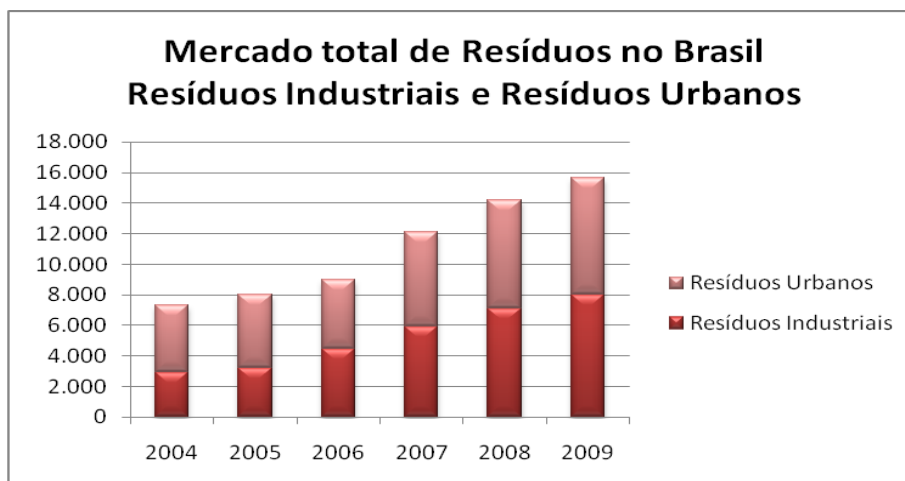


FIGURA 6 – MERCADO DE RESÍDUOS URBANOS E INDUSTRIAIS NO BRASIL
FONTE: DEL BEL (2010).

Na Alemanha, o gerenciamento dos resíduos é realizado de acordo com o determinado na Diretiva 2008/98/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de novembro de 2008, a qual estabelece diretrizes para o tratamento de resíduos de forma a não causarem impactos negativos ao meio ambiente e à saúde humana, partindo do princípio do poluidor-pagador e da responsabilidade do gerador e gerenciador dos mesmos (DIRETIVAS EUROPEIAS, 2010).

Esta diretiva é seguida a rigor pela maioria dos moradores, de modo que os resíduos são separados e disponibilizados para coleta na forma adequada.

O tratamento que estes resíduos recebem é de acordo com suas características e seguindo o plano de gerenciamento estipulado pela cidade, estado e país. Os tratamentos seguem a ordem de prioridade estabelecida na legislação. A Figura 7 mostra as diversas formas de destinação utilizadas na Alemanha, no Estado de Baden-Württemberg.

A adoção dos princípios estipulados na legislação, por parte da população alemã é tão natural, que é comum caminhar pelas cidades da Alemanha e verificar pequenas unidades de compostagens em hortas residenciais.

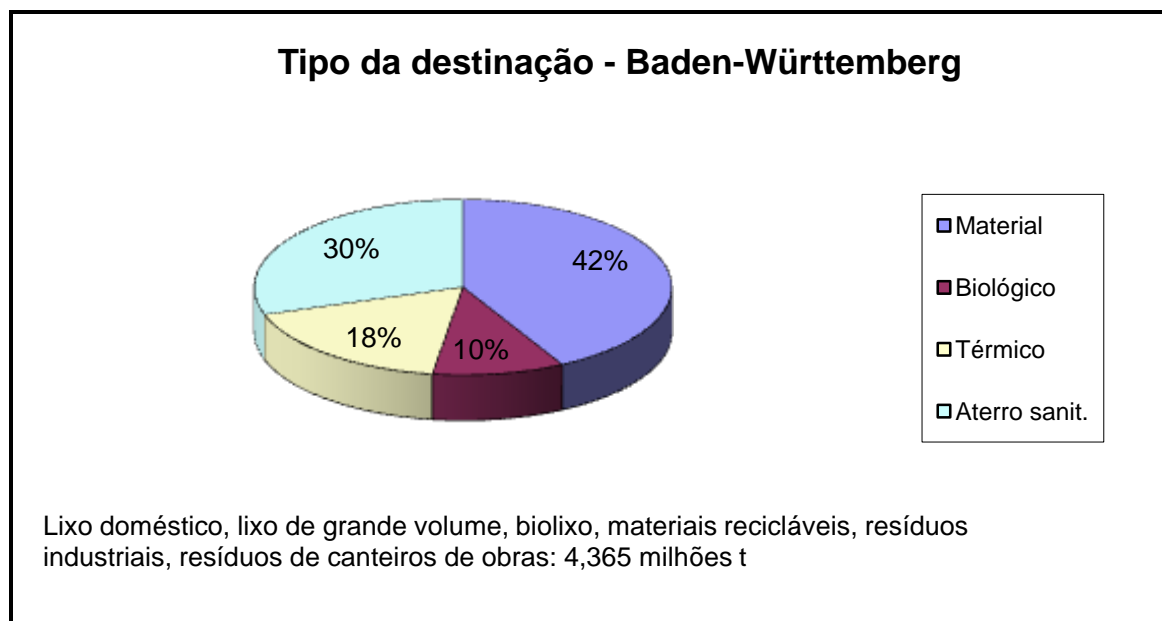


FIGURA 7 – TIPOS DE DESTINAÇÃO - BADEN WÜRTTEMBERG (1987-2000)
 FONTE: FISCHER (2009)

De acordo com Nascimento (2007), em artigo publicado na Revista Analytica:

O gerenciamento de resíduos deve basear-se em ações preventivas preferencialmente às ações corretivas e deve ter uma abordagem multidisciplinar, considerando que os problemas ambientais e suas soluções estão determinados não apenas por fatores tecnológicos, mas também por questões econômicas, físicas, sociais, culturais e políticas.

Diversas são as formas de tratar e dispor resíduos e cada uma delas é aplicada de acordo com as características apresentadas pelos resíduos ou, em muitos casos, conforme a possibilidade (disponibilidade tecnológica) de determinada região. Basicamente os resíduos podem ser tratados pelo processo de tratamento térmico (incineração, co-processamento ou pirólise), pré-tratado com tratamento

mecânico-biológico, ou, em último caso, destinados em aterro sanitário (FISCHER, 2009).

No Brasil, devido principalmente a questões sócio-econômicas, resíduos industriais são normalmente dispostos em aterros de acordo com a classe a que pertencem. Sendo assim, este estudo dará ênfase aos resíduos dispostos em aterros Classe II, pelo fato deste tipo de destinação gerar efluente, foco do estudo.

2.2 ATERRO PARA RESÍDUOS SÓLIDOS INDUSTRIAIS

O homem possui a tendência natural de utilizar o solo como receptáculo final de seus resíduos. Desse modo, grande quantidade de resíduos é disposta no solo seja sob a forma de aterros, seja como um fluxo de infiltração (CETESB, 1985).

Funcionar como sumidouro de poluentes, foi e ainda é o objetivo do aterro, o que a curto e médio prazo pode ser alcançado, porém, em longo prazo, pode tornar-se um passivo ambiental e, se gerenciado incorretamente, pode vir a causar danos ambientais (FISCHER, 2009).

Contudo, se a disposição for considerada dentro de um adequado plano de gerenciamento integrado de resíduos, haverá um grande impacto positivo, uma vez que ela proporciona uma correta destinação (RECESA, 2008).

Quando ocorre a disposição inadequada de resíduos, poluentes migram para o solo e água subterrânea comprometendo os recursos hídricos. Este é o principal mecanismo de poluição ambiental (CETESB, 1985).

A minimização do impacto ambiental causado pela disposição inadequada de resíduos no solo é obtida mediante escolha de área adequada, de modo que a mesma possua solo de baixa permeabilidade e que seja implantada nesta, uma barreira artificial, normalmente de polietileno, para evitar a infiltração de poluentes. São medidas não somente para proteção das águas do subsolo, mas também das águas superficiais, como córregos, lagos e nascentes (ASFAMAS, 2007).

Um aterro industrial é um local destinado a disposição de resíduos sólidos oriundos de atividade industrial cujo projeto, implantação e operação, obedecem a critérios técnicos de proteção ao meio ambiente, atendendo as premissas

normalizadas nas Normas ABNT NBR 13896:1997, NBR 8419:1984, NBR 10157:1987, ABNT NBR 8418/84 (CETESB, 1985).

Antes de sua implantação, é efetuada a escolha da área, segundo orientações da norma NBR 13896:1997, seguida do devido Estudo de Impacto Ambiental – EIA, Relatório de Impacto Ambiental – RIMA e por fim, o licenciamento ambiental nas etapas: Licenciamento Prévio ou Preliminar – LP, Licenciamento para Instalação – LI e, quando concluída a implantação, o Licenciamento de Operação - LO.

2.2.1 Preparo de um aterro para resíduos industriais

A construção de um aterro é uma criteriosa obra de engenharia, a qual envolve principalmente as etapas de drenagem, preparo da base, impermeabilização e preparo da camada de proteção mecânica.

A camada de base consiste no preparo do solo antes do recebimento da impermeabilização. O solo é preparado com controle tecnológico de compactação, em camadas de no máximo 20 cm de espessura cada uma, de modo a atingir umidade e densidade similares as obtidas no ensaio de compactação com Proctor normal e coeficiente de permeabilidade igual ou inferior a 10^{-7} cm/s (CASTILHOS JR, 2007).

O sistema de drenagem serve para drenagem pluvial, drenagem de líquido lixiviado e drenagem de gases. As duas primeiras formas de drenagem têm construções e destinos distintos dos fluidos por elas transportados de modo a não contaminar a água da chuva com o efluente do aterro. A drenagem de gases é geralmente conciliada com a drenagem de líquido lixiviado (CASTILHOS JR, 2007; RECESA, 2008).

O sistema de impermeabilização é aplicado em duas etapas, sendo uma delas sobre a base do aterro, ou seja, etapa inferior, a qual visa impedir a infiltração do líquido lixiviado na base do aterro e conseqüentemente a contaminação do solo e, possível contaminação de água subterrânea. A outra etapa é a cobertura superior e é realizada no momento do encerramento do aterro ou durante a operação deste, visando evitar a contaminação da água da chuva por infiltração na massa de

resíduos depositada. Para estes dois casos é utilizado um revestimento constituído de resinas sintéticas, geralmente de PEAD (polietileno de alta densidade), de baixíssima permeabilidade, em espessuras variando de 1,5mm a 4 mm, dependendo do tipo de resíduo a ser disposto. A barreira instalada na base do aterro atua como uma “bandeja”, capaz de confinar o líquido lixiviado dentro da área do aterro (ASFAMAS, 2007; CASTILHOS, 2007).

2.2.2 Operação de um aterro para resíduos industriais

Um aterro industrial deve operar de acordo com o preconizado nas normas técnicas e legislação vigente e, sempre que possível, ser gerenciado por meio de um sistema de gestão integrado. Além disto, operar um aterro para resíduos industriais exige técnica, capacitação profissional e organização. Desta forma, os possíveis impactos são minimizados e as atividades são conduzidas com muita segurança e tranquilidade.

As maiores dificuldades relacionadas à operação de um aterro para resíduos industriais, refere-se às emissões provenientes da disposição dos resíduos (lixiviado e gases), incompatibilidade entre resíduos e estabilidade do maciço. De acordo com Castilhos Jr. (2007), sob o ponto de vista ambiental é necessário tomar todos os cuidados de implantação e operação do aterro e, além disto, tratar efetivamente os líquidos lixiviados antes de serem lançados no meio ambiente. Desta forma, o tratamento dos líquidos lixiviados gerados em aterros é um dos aspectos mais importantes deste.

A instabilidade do maciço e a incompatibilidade entre os resíduos são evitadas, por meio de instituição de procedimentos e técnicas operacionais de recebimento, tratamento e monitoramento dos resíduos dispostos no aterro, associados a um constante treinamento do pessoal envolvido.

Os aterros para resíduos domésticos e industriais no Brasil são as obras de disposição mais baratas e de tecnologia mais conhecida. Entretanto, estes aterros não podem receber todos os tipos de resíduos. Resíduos radioativos, resíduos de solventes com características inflamáveis e resíduos contendo bifenilas policloradas, compostos conhecidos como PCB's, são exemplos de resíduos que não podem ser

simplesmente dispostos em aterro (CETESB, 1985). Sendo assim, outras tecnologias estão hoje disponíveis no País para tratamento de resíduos, principalmente industriais, como a incineração e o co-processamento em fornos de clínquer. Tecnologias estas, que embora muitas vezes tenham custo mais elevado, possuem a vantagem de não deixar para o futuro, um passivo ambiental.

Os resíduos precisam ser corretamente gerenciados, desde a sua geração, acompanhando seu tratamento e destinação, e as unidades receptoras devem estar preparadas de tal modo a garantir que estas práticas sejam efetuadas com total segurança.

O Quadro 2 mostra a distribuição das unidades receptoras de resíduos no Brasil.

| Unidade de tratamento | Quantidade existente |
|---|-----------------------------|
| Aterro para resíduos classe 1 | 16 |
| Aterro para resíduos classe 2 A | 56 |
| Incineradores industriais | 22 |
| Unidades de blendagem para co-processamento | 11 |
| Cimenteiras licenciadas para co-processamento | 33 |
| Outras tecnologias | 16 |
| Total | 154 |

QUADRO 2 – UNIDADES RECEPTORAS DE RESÍDUOS NO BRASIL
FONTE: ABRELPE – PricewaterhouseCoopers (2008)

2.2.3 Tendências futuras do gerenciamento de resíduos no Brasil

Segundo estudos realizados pela ABETRE, em virtude do preconizado na PRNS, há grande expectativa na expansão da reciclagem e do aproveitamento dos resíduos urbanos, uma expansão da disposição ambientalmente correta dos rejeitos (aqueles que não são reciclados ou reaproveitados), eliminação de lixões e recuperação de áreas contaminadas.

Espera-se que o setor de tratamento e disposição de resíduos continue em crescimento acelerado, o que hoje está na faixa de 16% ao ano, no que se refere à quantidade de resíduos processados (DEL BEL, 2010).

Aterros industriais continuarão a existir, mesmo com todas as modificações impostas pela nova política, como pode ser comprovado nos países europeus, os quais há muito adotaram políticas semelhantes e ainda assim dispõem cerca de 30% dos resíduos em aterro. Contudo, eles passarão a receber somente rejeitos, e deste modo, se espera obter também modificações na composição do líquido lixiviado destes e, conseqüentemente, a exigência de tratamentos mais específicos para este último (GOMEZ, 2010, tradução nossa).

2.3 LIXIVIADO – CARACTERÍSTICAS E FORMAS DE TRATAMENTO

A percolação da água da chuva na massa de resíduos dos aterros sanitários e industriais e a umidade presente nos resíduos, sobretudo os orgânicos, geram um líquido de cor preta, chamado chorume ou líquido lixiviado (BILITEWSKI *et al.*, 1997, tradução nossa). Esse líquido é um produto derivado da hidrólise dos compostos orgânicos presentes no sistema. Sendo assim, este líquido deve ser drenado para um local de armazenamento, geralmente tanques de equalização mássica para posterior tratamento. (CASTILHOS JR, 2007; RECESA, 2008).

Dois fatores caracterizam um efluente: o fluxo volumétrico (vazão) e a composição do mesmo. O fluxo volumétrico depende principalmente do clima, pois a precipitação tem grande influência na produção de lixiviado (RENOU *et al.*, 2008, tradução nossa).

O sistema de drenagem de líquidos lixiviados tem como objetivo conduzir os líquidos para o sistema de tratamento, o mais rapidamente possível, evitando seu acúmulo na massa de resíduos e possíveis problemas de instabilidade associados a isto (RECESA, 2008).

O líquido lixiviado normalmente apresenta grande toxicidade e elevada concentração de matéria orgânica, alta concentração de compostos nitrogenados, salinidade e materiais orgânicos recalcitrantes (PUC, 2011). Os componentes relevantes são a DBO₅, DQO, TOC e nitrogênio amoniacal. Ainda podem ser listados outros componentes, que ocorrem em pequenas concentrações, como sais dissolvidos, AOX e metais pesados (FISCHER, 2009).

A composição deste líquido varia de acordo com o aterro. As razões estão relacionadas às características dos resíduos recebidos, a altura e idade do aterro, a quantidade e velocidade da água que percorre o aterro, a formação de caminhos preferenciais de infiltração, topografia e geologia do local, tipo de pré-tratamento e ainda, às características hidrológicas e climáticas da região (BERTAZZOLI, 2002; CASTILHOS JR, 2007; FISCHER, 2009).

O lixiviado de aterro, por sua composição e complexidade, exige aplicação de vários tipos de tratamento, para garantir a depuração necessária. De um modo geral, o bom desempenho no tratamento para a remoção de poluentes em efluentes depende principalmente do tipo de despejo a ser tratado e da escolha correta da técnica aplicada.

Baird (2002) cita que o tratamento do líquido lixiviado, com o objetivo de diminuir rapidamente sua DBO, é normalmente efetuado por degradação aeróbia em processos de lodos ativados convencionais. No entanto, estes tratamentos são pouco eficientes na remoção de alguns parâmetros como cor podendo até, em muitos casos, apresentar coloração mais acentuada no efluente tratado (GARG, 1999, tradução nossa). Moraes (2005) salienta que parâmetros como cor e amônia são os mais difíceis de serem reduzidos pelo tratamento biológico convencional, necessitando então, de tratamento complementar para remoção de poluentes residuais.

Para esta finalidade, os processos normalmente empregados são oxidação, adsorção, coagulação/floculação, entre outros. Alguns estudos, relatados abaixo, apontam boas eficiências nestes processos, atingindo valores entre 70% a 99%, porém bastante questionáveis quando associadas ao custo do tratamento.

Bertazzoli e Pelegrini (2002) pesquisaram formas de redução de cor em chorume, através de tratamento fotoeletroquímico e obtiveram resultados de redução de cor de 75% em cinco horas de tratamento. Resultados semelhantes, numa escala entre 86% a 100% de redução da cor, após 180 minutos de tratamento fotoeletroquímico, foram obtidos por Moraes e Bertazzoli (2005).

Moraes (2005) estudou a degradação fotoeletroquímica de chorume de lixo gerado em aterros sanitários e obteve resultados razoáveis na remoção de cor e DQO. Observou que quanto mais concentrado for o chorume, menor é o valor da constante aparente de velocidade de remoção de cor e DQO. Indicando o processo como complementar ao tratamento biológico sob a forma de polimento final.

Já Pacheco e Zamora (2004) estudaram a integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário e, concluíram que, quando aplicados de maneira isolada os processos oxidativos avançados – POA's, não apresentam boa eficiência em razão de certas características do chorume serem incompatíveis com esse tipo de processo. Obtiveram bons resultados com a associação UV/Peróxido permitindo descoloração de até 96% e redução de DQO de até 75%.

Processo de coagulação/floculação visando à remoção de cor de efluente de aterro após tratamento biológico foi pesquisado por Amaral *et al.* (2008), utilizando sais de ferro como agente coagulante, encontrando resultados superiores a 95% de eficiência. Neste sentido também, combinações de processos coagulação/floculação seguida de aplicação de Reagente de Fenton e de Ozônio foram estudadas por Rodrigues (2004) e revelaram interessantes resultados em termos de remoção de cor. Sendo com ozônio o melhor desempenho, em torno de 96%, porém com o custo mais elevado.

Tratamentos avançados por oxidação já comprovaram ser muito eficientes em efluentes de aterro, porém a custos consideráveis e operação mais complexa. Como alternativa a estes processos, atualmente, a mais nova tecnologia utilizada, principalmente em países europeus, para o tratamento de efluente de aterro, refere-se ao processo conjugado da etapa biológica acoplada a um reator a membrana, denominado MBR (ALBA *et al.*, 2006, tradução nossa).

O comportamento de uma unidade de separação por membranas, utilizando membranas de ultrafiltração acopladas a um filtro anaeróbio, para o tratamento de líquido lixiviado, foi pesquisado por Dacanal (2006), obtendo reduções de DQO e turbidez, acima de 90%.

Laitinen, *et.al.* (2006, tradução nossa), testaram tratamento de lixiviado de um aterro municipal encerrado, em reatores do tipo SBR (Reator Seqüencial em Batelada) e MBR seqüenciais, utilizando membranas submersas. Neste estudo, variáveis de processo e comparação entre os dois sistemas foram levantados. O MBR apresentou efluente de melhor qualidade tendo 99% de redução de sólidos, 88% de fósforo, 97% de DBO₇ e nitrogênio amoniacal.

Anon (2003) apud Laitinen (2006, tradução nossa) ressalta que o tratamento de lixiviado de aterro com o uso do sistema MBR tem sido apontado como tecnologia promissora com plantas de referência na Alemanha, França e Holanda.

Membrana de fabricação brasileira foi testada por Viana (2004), acoplada a reator biológico aerado, para tratamento de esgoto doméstico, obtendo boa redução de DQO, aproximadamente 97%, e excelente retenção de sólidos e bactérias do tipo *E. Coli*.

Um exemplo de aplicação bem sucedida do sistema MBR, relatado por Robinson (2010, tradução nossa), se deu numa instalação de tratamento de líquido lixiviado do Aterro de Beacon Hill no Reino Unido, onde valores de DQO e amônia, determinados em legislação, foram prontamente alcançados pela associação de membranas de nanofiltração ao processo biológico de tratamento, provando ser este um dos sistemas mais indicados para o tratamento deste tipo de efluente.

Assim, estima-se que a combinação de processos, pode ser o meio indicado para se atingir a melhor eficiência, associada ao custo mais razoável do tratamento aplicado.

Renou *et al.* (2008, tradução nossa) publicou, no *Journal Hazardous Materials* um “estado da arte” das diferentes formas de tratamento de lixiviado, abordando tanto tratamento convencional por processo biológico e físico químico, como novas formas de tratamento por membranofiltração, evidenciando eficiências obtidas e realizando uma comparação minuciosa dos processos, principalmente vantagens e inconvenientes destes.

De acordo com Fischer (2009), na Alemanha, no Estado de Baden Württemberg, o tratamento do lixiviado é feito em unidades exclusivas para esta finalidade, implantadas nos próprios aterros, as quais atendem aos critérios para o lançamento direto, ou em conjunto com os efluentes municipais, em estação municipal, atendendo aos critérios para o lançamento indireto. Os métodos de tratamento de efluentes de aterro, utilizados são:

- a) Métodos físicos: sedimentação, concentração por evaporação;
- b) Métodos físico-químicos: adsorção com carvão ativado ou resinas, membranofiltração, troca iônica, floculação e precipitação;
- c) Métodos químicos: oxidação úmida com ozônio ou água oxigenada, às vezes com irradiação UV adicional;

- d) Métodos biológicos: tratamento aeróbio e anaeróbio, nitrificação-desnitrificação.

Na prática, em estações de tratamento de efluente de aterro, instaladas na Alemanha, prevalecem as combinações de métodos de tratamento, sendo elas, responsáveis pelos bons resultados de depuração. A escolha da combinação depende das características do chorume, dos custos de tratamento e das exigências legais (FISCHER, 2009).

2.3.1 Tratamento biológico

Duas atividades básicas, obrigatoriamente interdependentes, caracterizam os fenômenos biológicos no globo terrestre: a síntese de compostos orgânicos e a biodegradação dos mesmos. O princípio destas atividades foi transferido da natureza para o meio urbano e industrial, e adaptado pelo homem para uma forma mais compacta, com intuito de melhorar os processos de tratamento de águas residuárias (BRAILE, 1993).

Estes métodos de tratamento são fundamentados no princípio de que a remoção de contaminantes, principalmente matéria carbonácea e nutrientes, ocorre por meio de atividade biológica (METCALF & EDDY, 2003, tradução nossa).

O sistema consiste na concentração de microorganismos, que podem ser aeróbios, anaeróbios ou facultativos, em um dispositivo denominado reator biológico, provido ou não de sistema de aeração e adição de nutrientes. Neste sistema o efluente é alimentado, em taxas e vazões pré-definidas, de modo a ser convertido pelos microorganismos, durante a sua passagem pelo reator (VON SPERLING, 2005).

Para que o tratamento biológico atinja altos níveis de degradação exigidos pela legislação vigente, é necessário manter condições adequadas do meio (pH, temperatura, ausência de substâncias tóxicas inibidoras), permitir a troca através da superfície de contato (turbulência/difusão), existir adsorção de substâncias presentes no meio pelas bactérias e assimilação de substâncias pela célula (MENZEL, 2009).

Existem diversos tipos de sistemas de tratamento biológico sendo que os mais comuns são os processos por lodos ativados, lagoas aeradas, filtros biológicos (percoladores), biodiscos e tratamentos anaeróbios em reatores de configuração específica (VON SPERLING, 2005).

De um modo geral, os tratamentos biológicos estão divididos em aeróbios, anaeróbios e anóxicos. Os aeróbios são aqueles que ocorrem na presença de oxigênio (O_2) onde este funciona como aceptor de elétrons, o que proporciona rendimento elevado, levando a degradação à dióxido de carbono (CO_2) e água (H_2O). Os anaeróbios ocorrem com ausência de oxigênio e neste caso o aceptor de elétrons pode ser o gás carbônico (CO_2), ou parte da própria matéria orgânica, resultando em carbono na sua forma reduzida, o metano (CH_4). Os anóxicos, por sua vez, caracterizam-se pelo baixo nível de oxigênio, a tal ponto de fazer com que os microorganismos se utilizem do oxigênio do nitrato (NO_3) sendo este o aceptor de elétrons e levando a degradação, entre outros, a um composto inerte, o nitrogênio na forma de N_2 (ALBA, 2006, tradução nossa).

A escolha do sistema adequado depende do efluente a ser tratado. Para processos onde a carga orgânica é muito elevada, utilizam-se processos anaeróbios. O carbono neste caso é convertido a CH_4 e pode ser aproveitado. Quando a carga orgânica é menor, o sistema mais utilizado é o de lodos ativados, o qual, por meio de injeção de oxigênio, permite uma maior atividade biológica e a conversão da matéria orgânica a CO_2 e água (MENZEL, 2009).

Na prática, as configurações mais comuns são as que envolvem a combinação de mais de um sistema de depuração. Este fato se deve a complexidade dos efluentes a ser tratados. Quanto mais complexo for o efluente, maior será a probabilidade de se combinar processos para obtenção da eficiência desejada (MENZEL, 2009).

A mais recente combinação de processos é a que associa sistemas biológicos aerados com processos de separação por membranas. Neste caso a unidade separadora de sólidos, normalmente um decantador secundário por gravidade, é substituído por uma unidade de membranofiltração (WEHRLE, 2009).

As bactérias aderidas ao floco degradam a matéria orgânica, metabolizando-a a gás carbônico (CO_2) e água. Ao mesmo tempo, outros microorganismos maiores, como protozoários e rotíferos, consomem as bactérias tornando o efluente resultante menos turvo (ALBA, 2006, tradução nossa).

O efluente permanece em contato pelo tempo suficiente para que ocorra degradação com a maior eficiência possível. Após este período, a massa biológica, então em suspensão, precisa ser separada do efluente tratado. Para este fim, são utilizados sistemas de decantação e separação de sólidos por gravidade, denominados decantadores. Neste processo, a parte sólida, denominada lodo biológico, permanece no fundo do decantador e a parte líquida, denominada sobrenadante, segue para tratamento posterior ou descarte. A biomassa consegue ser separada facilmente devido à sua propriedade de se flocular. A maior parte do lodo é recirculada para o reator biológico e dá continuidade à degradação. (MUDRACK, 2010, tradução nossa; VON SPERLING, 1997).

O sistema por lodos ativados é de concepção bastante simples, porém exige muita cautela e acompanhamento de variáveis de controle operacional para a obtenção de bons resultados. Entre as variáveis mais importantes a serem monitoradas estão:

- a) Aeração: é aconselhado apresentar um valor mínimo de oxigênio dissolvido na faixa de 2mg/L. Este fator gera significativos custos de processo e deve também ser observado (ALBA, 2006, tradução nossa; MUDRACK, 2010, tradução nossa);
- b) Relação alimento e massa (A/M ou F/M) se refere à relação entre a carga orgânica alimentada e a quantidade de microorganismos disponíveis no sistema, expressa em kg DBO_5 / kg SSV. Dia. Esta relação apresenta valor ótimo entre 0,3 a 0,6, porém pode apresentar-se diferente dependendo do efluente tratado (ALBA, 2006, tradução nossa; MUDRACK, 2010, tradução nossa);
- c) Idade do lodo, ou idade celular se refere ao tempo em que permanecem os microorganismos no reator biológico. Ela é controlada por meio da regulação das taxas de descartes e recirculação do lodo e normalmente

está na faixa de 5 a 8 dias, porém, para algumas estações pode estar em torno de 20 dias (ALBA, 2006, tradução nossa; MUDRACK, 2010, tradução nossa).

2.3.1.2 Tratamento biológico por filtro percolador

Comumente denominado filtro biológico, leito bacteriano ou reator de biofilme, é um sistema de leito fixo, ou seja, um recipiente contendo em seu interior, um enchimento para servir de suporte para a massa de microorganismos. Neste caso, a biomassa cresce aderida a este meio, que nada mais é do que um recheio composto por pedras brita, materiais plásticos e cerâmicos (de formatos específicos), ou outros (ALBA, 2006, tradução nossa; MUDRACK, 2010, tradução nossa; VON SPERLING, 2005). A Figura 9 mostra um perfil esquemático de um filtro percolador tradicional preenchido com diversos meios de suporte.



FIGURA 9 – FILTRO PERCOLADOR (VISTA SUPERIOR)

FONTE: UFMG (www.finep.gov.br/prosab/5_esgoto_ufmg.htm), 2011.

O efluente é aspergido por um distribuidor rotativo, visualizado na Figura 9, geralmente de cima para baixo, de modo que percorre um caminho descendente no sistema. Durante o trajeto até a base do filtro, o efluente é degradado pelos microorganismos fixos no recheio. O recheio possui espaços livres onde está

presente o oxigênio arrastado do ar sendo este utilizado pelos microorganismos na degradação.

O efluente tratado é recolhido na parte oposta do sistema. A etapa de separação de sólidos é ocasionalmente requerida quando do crescimento e arraste da biomassa com o efluente (ALBA, 2006, tradução nossa; MUDRACK, 2010, tradução nossa; VON SPERLING, 2005).

Este tipo de tratamento está sendo empregado de forma experimental, no tratamento de lixiviados de aterros (BIDONE, 2008).

2.3.1.3 Tratamento biológico por biodiscos

Este processo é fisicamente diferente do filtro biológico, porém também opera com biomassa fixa. Neste caso, consiste num recipiente, contendo o efluente a tratar, onde um conjunto de discos, ligeiramente espaçados entre si, acoplados a um eixo rotativo, é parcialmente submerso (40%), como pode ser visto na Figura 10.



FIGURA 10 – BIODISCOS
FONTE: MUDRACK, 2010.

Os discos são desenhados de forma especial na sua superfície para facilitar a aeração do sistema e servir de suporte para os microorganismos, os quais aproveitam a superfície dos discos para se fixarem.

O sistema gira lentamente de modo a permitir que a massa biológica fixa permaneça um tempo em contato com o efluente e outro tempo em contato com o ar, possibilitando assim, as condições para que ocorra a degradação do efluente.

Este sistema é utilizado normalmente em casos de baixas vazões de processo por utilizar significativa área em vazões maiores. É geralmente utilizado em condomínios residenciais por não necessitar de operadores continuamente, sendo estes apenas necessários esporadicamente para limpeza e monitoramento (ALBA, 2006, tradução nossa; MUDRACK, 2010, tradução nossa; VON SPERLING, 2005).

Atualmente outras versões para o sistema têm surgido e associam a configuração deste ao sistema de membranofiltração. As membranas são fixas em eixo rotativo e submersas no reator biológico servindo, ao mesmo tempo, de suporte para os microorganismos e de filtro, porém com a injeção de ar por difusores e não por contato com o ar externo (WERHLE, 2010).

2.3.1.4 Tratamento biológico em reator anaeróbio

Utilizado principalmente para degradação de efluentes com elevada carga orgânica nos quais um sistema aerado apresentaria altos custos de oxigenação. É um processo mais lento do que o aerado e, portanto exige altos tempos de residência. O produto metabolizado é o denominado biogás, fundamentalmente metano (CH_4) em torno de 60% a 80% e dióxido de carbono (CO_2) em torno de 40% a 20%, o qual pode ser utilizado como combustível para geração de energia térmica e/ou elétrica (METCALF & EDDY, 2003, tradução nossa).

Ocorre em recipiente fechado, com ausência de oxigênio, utilizando-se de bactérias anaeróbias e facultativas para a degradação do efluente. Diferentemente do processo aerado, a metabolização ocorre em etapas seqüenciais e distintas as quais dependem muito das condições de operação do sistema, sendo elas:

- a) Hidrólise: é a primeira etapa do processo, é uma etapa lenta, onde os microorganismos realizam a quebra de moléculas grandes, solúveis e

insolúveis, em moléculas menores, de modo que possam ser transportadas para o interior das células e então, metabolizadas (METCALF & EDDY, 2003, tradução nossa);

- b) Fermentação ou formação de ácidos (acidogênese) e acetato (acetogênese): nesta etapa, os microorganismos, utilizam o produto da hidrólise e o convertem em ácidos orgânicos de cadeia mais curta, outros compostos de baixo peso molecular, hidrogênio e dióxido de carbono (METCALF & EDDY, 2003, tradução nossa);
- c) Metanogênese: aqui ocorre a formação de metano e dióxido de carbono a partir do principal produto da fermentação, o ácido acético formado na etapa anterior. É a etapa mais lenta e sensível do processo (METCALF & EDDY, 2003, tradução nossa).

De um modo geral, os sistemas anaeróbios são vantajosos por gerarem menos lodo, consumirem pouca energia e requerer menos nutrientes, porém geralmente necessitam de pós-tratamento, quase sempre aeróbio, para atingirem o grau de eficiência necessário na remoção de poluentes (ALBA, 2006, tradução nossa).

2.3.2 Tratamento físico-químico

Numa classificação genérica o tratamento físico-químico está dividido em Processos Químicos e Processos Físicos.

Os processos químicos consistem na adição de substâncias químicas ao efluente ou na passagem do efluente por substâncias quimicamente ativas com o intuito de remover partículas indesejáveis do mesmo. Os processos físicos, por sua vez estão associados às formas mecânicas de remoção destes poluentes. Na prática, embora a base do processo possua natureza química, trata-se de uma associação de processos físicos e químicos, sendo assim denominado de Processo Físico-Químico (GIORDANO, 2009).

2.3.2.1 Precipitação química – coagulação / floculação / sedimentação

A finalidade principal deste processo é a remoção de poluentes inorgânicos, materiais insolúveis, metais pesados, matéria orgânica não biodegradável, sólidos em suspensão, cor, etc.. A coagulação tem por objetivo aglomerar as impurezas que se encontram em suspensões finais (ou em estado coloidal) e algumas que se encontram dissolvidas, em partículas maiores que possam ser removidas por decantação ou filtração (DI BERNARDO, 2005).

O fenômeno de aglomeração pode ocorrer devido a duas ações distintas: a precipitação química por uso de coagulantes e a precipitação química pela variação do pH.

A precipitação química por uso de coagulantes consiste basicamente em transformar em flocos, impurezas em estado coloidal, suspensões, etc. e, posteriormente, removê-los por decantação. Neste processo, ocorre uma desestabilização onde, por adição de produtos químicos, se neutralizam as forças elétricas superficiais e se anulam as forças repulsivas (coagulação). Os sais de alumínio ou ferro adicionados reagem com a alcalinidade contida ou adicionada ao efluente, formando hidróxidos que por sua vez, desestabilizam as impurezas, pela redução do seu potencial zeta a valores próximos de zero (ponto isoelétrico) (DI BERNARDO, 2005; NUNES, 1996).

A precipitação pela variação de pH se dá em decorrência da elevação de pH causada pela adição de produtos químicos ao efluente. Desta forma é possível precipitar metais pesados na forma de hidróxidos ou carbonatos, fósforo na forma de fosfatos, etc. Se for utilizado cal, por exemplo, o produto formado é carbonato de cálcio que atua como coagulante. Para se obter maior eficiência, é necessário ajustar o pH para um ponto denominado de pH ótimo em que a solubilidade do sólido é mínima e a precipitação é máxima (DI BERNARDO, 2005; NUNES, 1996).

Numa estação de tratamento de efluentes, o processo de coagulação, floculação e sedimentação, de um modo geral, ocorre em quatro etapas: correção de pH, coagulação, floculação e sedimentação. A Figura 11 ilustra o processo de tratamento físico químico evidenciando estas etapas.

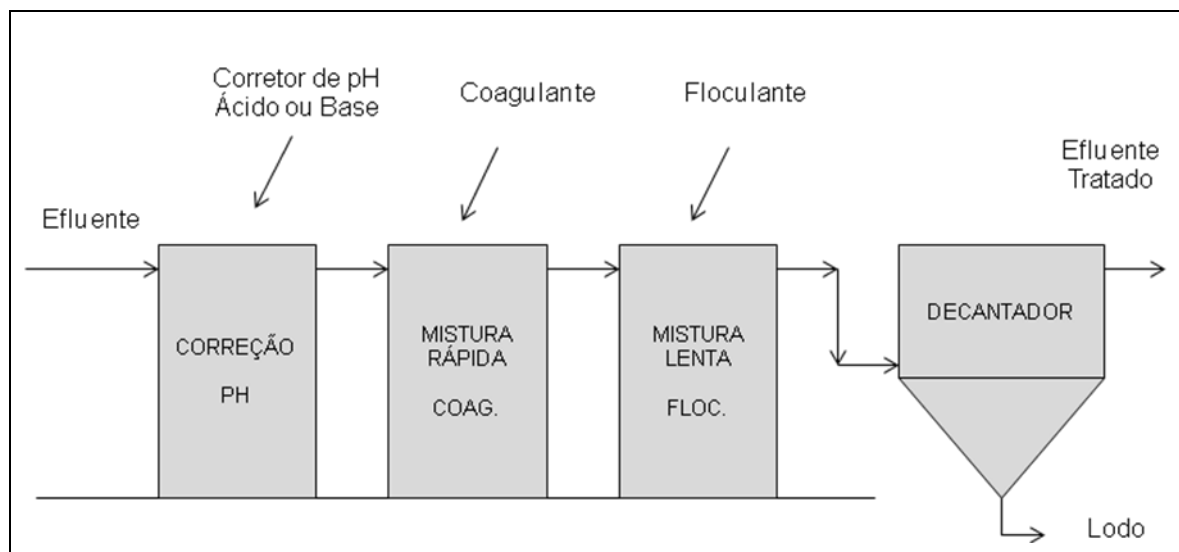


FIGURA 11 – ETAPAS DO TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO
FONTE: O autor (2011)

A etapa de correção de pH se faz necessária em virtude da coagulação (etapa posterior) exigir valor ótimo para possibilitar a formação dos flocos. No caso de efluentes alcalinos, utiliza-se um ácido, geralmente ácido sulfúrico e, no caso de efluentes ácidos, utiliza-se uma base, geralmente cal, carbonato de sódio ou hidróxido de sódio, para corrigir o pH do efluente (NUNES, 1996).

A coagulação ocorre em um tanque de mistura rápida provido de misturador mecânico ou hidráulico (agitador). A finalidade desta etapa é criar condições para que em poucos segundos, o coagulante seja uniformemente distribuído por toda a massa de efluente (dispersão total). Deve-se utilizar uma dosagem adequada de coagulante. Dosagens menores do que o requerido não chegam a atingir o ponto isoelétrico, e dosagens excessivas podem reverter o sinal das cargas, reestabilizando-as e prejudicando o processo. Pesquisa-se o ponto ótimo de coagulação e as dosagens requeridas por meio de um Ensaio de Floculação ou Jar-Test (NUNES, 1996).

Alguns fatores influenciam na coagulação e devem ser observados durante o processo. São eles: o tipo e a quantidade de coagulante (principalmente respeitando a faixa de pH ideal de operação deste), as características do efluente e o tempo de mistura (SENAI, 2002). Ao sair do tanque de mistura rápida, o efluente segue para o tanque de floculação.

A floculação ocorre em tanque de mistura lenta para que os flocos gerados na coagulação se agregem, por adsorção, às partículas dissolvidas ou em estado

coloidal, formando partículas maiores denominadas flocos. Para haver a formação de bons flocos deve-se respeitar um tempo mínimo de contato (geralmente 30 minutos). O ponto ótimo de floculação é também determinado por meio de Jar-Test (DI BERNARDO, 2005; NUNES, 1996). Ao término da etapa de floculação o efluente segue para um sistema de decantação.

Na etapa de decantação a velocidade do fluido é bem pequena, fazendo com que os flocos sedimentem. Enquanto decantam os flocos arrastam partículas que vão encontrando ainda dispersas no efluente até atingirem o fundo do decantador, constituindo desta forma o chamado lodo químico ou lodo de ETE (DI BERNARDO, 2005).

2.3.2.2 Reagentes utilizados na precipitação química

Os reagentes mais utilizados no processo de coagulação são classificados em três categorias: coagulantes, alcalinizantes e coadjuvantes.

Os coagulantes são compostos capazes de produzir hidróxidos gelatinosos insolúveis e englobar as impurezas. Na classe dos coagulantes, utilizam-se geralmente, sais de alumínio e sais de ferro. O principal sal de alumínio utilizado é o sulfato de alumínio, devido ao seu baixo custo e disponibilidade. No caso dos sais de ferro, os principais sais utilizados são o cloreto férrico e o sulfato ferroso (NUNES, 1996).

Os alcalinizantes são substâncias capazes de conferir a alcalinidade necessária à coagulação. Os mais utilizados são o óxido de cálcio (cal viva), hidróxido de cálcio, hidróxido de sódio (soda cáustica) e carbonato de sódio (barrilha) (NUNES, 1996).

Os coadjuvantes são substâncias utilizadas quando há dificuldades com a coagulação. Precipitados de baixa decantação ou flocos frágeis que são facilmente fragmentados sob forças hidráulicas nos decantadores, necessitam de auxiliares de coagulação. Estes auxiliares beneficiam a floculação, aumentando a decantação e o enrijecimento dos flocos, pois são substâncias capazes de formar partículas mais densas e tornar os flocos mais lastrados. Os materiais mais utilizados são os

polieletrólitos, a sílica ativada, argilas bentoníticas, agentes adsorventes e oxidantes (DI BERNARDO, 2005).

Dentre os coadjuvantes mais utilizados destacam-se os polímeros sintéticos que são substâncias químicas orgânicas de cadeia longa e alto peso molecular, possuindo cargas elétricas ou grupos ionizáveis.

Os polímeros carregados positivamente são chamados de catiônicos, os que possuem carga elétrica negativa são chamados de aniônicos e os que não possuem carga elétrica são os não-iônicos (NUNES, 1996).

Na coagulação de algumas efluentes, os polímeros podem promover floculação satisfatória, com significativa redução das dosagens de coagulante. Quando se adicionam polieletrólitos para melhorar a coagulação-floculação ocorrem atrações através de forças de Van der Waals e adsorção através da formação de pontes aumentando o tamanho do floco e melhorando a sedimentação (DI BERNARDO, 2005).

2.3.3 Membranofiltração

2.3.3.1 Conceito

Também denominado processo de separação por membrana, é uma técnica que utiliza uma barreira física, sob a forma de membrana porosa ou filtro, para separar as partículas num fluido. A separação é feita com base no tamanho e forma das partículas, utilizando para tal, o efeito da pressão e membranas especialmente confeccionadas para o processo (METCALF & EDDY, 2003 p 1104, tradução nossa). Como barreiras seletivas que atuam como uma espécie de filtro, as membranas são capazes de promover separações em sistemas onde os filtros comuns não são eficientes (DIAS, 2006).

2.3.3.2 Tipos de membranas

De acordo com a sua estrutura física, as membranas são classificadas em membranas microporosas, membranas densas, membranas carregadas eletricamente e membranas anisotrópicas.

As membranas microporosas têm seu princípio de funcionamento baseado em impedir, por exclusão, a passagem dos contaminantes através da mesma, de modo a reter os que tiverem maior diâmetro do que o poro da membrana, ou seja, separação mecânica de partículas mediante uma fina peneira. Já as membranas densas são estruturas consideradas sem poros, pois estes são muito pequenos, onde a passagem através das mesmas segue um modelo de solução-difusão, no qual os componentes da solução se dissolvem na membrana e posteriormente se difundem através dela, permitindo a separação de substâncias muito pequenas como moléculas e íons. As membranas carregadas eletricamente, por sua vez, podem ser porosas ou densas e possuem cátions ou ânions fixos em sua estrutura, de modo que os constituintes da solução que passa por ela ficam retidos de acordo com a sua carga elétrica. Membranas anisotrópicas são estruturas laminares ou tubulares onde o tamanho do poro varia ao longo de sua espessura, basicamente constituídas de uma fina camada (densa ou porosa), a qual é responsável pela separação dos constituintes do fluido, e uma camada mais grossa e porosa que serve de suporte (ALBA *et al.*, 2006, tradução nossa).

As membranas microporosas são divididas em membranas de microfiltração (MF) e ultrafiltração (UF), as membranas densas são divididas em membranas de osmose reversa (OR) e nanofiltração (NF), e as membranas carregadas eletricamente são as membranas de diálise e eletrodialise (ED) (METCALF & EDDY, 2003 p. 1104, tradução nossa). Esta classificação é feita de acordo com sua porosidade, o que define a capacidade de separação de sólidos a serem retidos conforme seu tamanho (DIAS, 2006).

a) Microfiltração: membrana cujo tamanho do poro é maior do que 0,1 μm , normalmente variando entre 0,22 μm a 0,45 μm . É constituída, na maioria dos casos, de polipropileno, acrilonitrilo, nylon e politetrafluoretileno, e geralmente é apresentada nos formatos, espiral, fibra oca, placas e quadros. É usualmente

empregada em tipo específico de filtração, para reuso de água, ou como pré-tratamento servindo de proteção para as membranas dos processos de nanofiltração e osmose reversa (ALBA *et al.*, 2006; DIAS, 2006; MELIN, 2007; METCALF & EDDY, 2003 p.1124-1131, tradução nossa).

b) Ultrafiltração: membrana cujos poros estão na faixa de 0,1 μm a 0,01 μm . São tão pequenos, que muitas vezes nem são classificados como poros, e sim, como estimativa de retenção de molécula. É constituída, na maioria dos casos, de acetato de celulose e poliamidas aromáticas, geralmente apresentada nos formatos, espiral, fibra oca, placas e quadros. Serve para fazer a concentração, diálise e purificação e tem seu maior uso associado à fabricação de insumos biotecnológicos de alta pureza. Também é amplamente utilizada no processo de pintura por eletrodeposição e recuperação de produtos. Em alguns casos tem sido usada para remoção de compostos dissolvidos de alto peso molecular tais como colóides, proteínas e carboidrato, mas não remove açúcar e sal (ALBA *et al.*, 2006; DIAS, 2006; MELIN, 2007; METCALF & EDDY, 2003 p.1124-1131, tradução nossa).

c) Nanofiltração: membrana cujo diâmetro dos poros está entre 0,01 μm e 0,001 μm . É mais fina do que a de ultrafiltração, mas maior do que a de osmose reversa. Como possui poros muito pequenos, para passagem do fluido, torna-se necessária a aplicação de pressões da ordem de 5 a 35 Bar. É constituída, na maioria dos casos, de acetato de celulose e poliamidas aromáticas e geralmente é apresentada nos formatos espiral e fibra. Com ela pode-se separar moléculas com peso molecular até 200g/mol e íons bivalentes, responsáveis pela dureza da água, como também outras partículas e íons. Sendo assim podem ser utilizadas em estações de abrandamento, tratamento de água potável e operações industriais para produção de alimentos e bebidas. Produzem água de alta qualidade, removendo também bactérias e vírus, minimizando assim, os requisitos de desinfecção (ALBA *et al.*, 2006; DIAS, 2006; MELIN, 2007; METCALF & EDDY, 2003 p.1124-1131, tradução nossa).

d) Osmose Reversa: é a membrana que apresenta os menores poros, menor do que 0,001 μm , por onde atravessam somente as moléculas muito pequenas, como a água. As demais são retidas. Remove íons, porém exige

aplicação de alta pressão (em torno de 10-100 bar) para deionizar a água, o que gera altos custos de processo. É constituída, na maioria dos casos, de acetato de celulose e poliamidas aromáticas e geralmente é apresentada nos formatos, espiral, fibra oca e película de compósitos. É muito utilizada em sistemas de purificação de água e dessalinização. No tratamento de água residual é utilizada para remover constituintes dissolvidos no efluente resultante do tratamento avançado com filtração profunda ou microfiltração (ALBA *et al.*, 2006; DIAS, 2006; MELIN, 2007; METCALF & EDDY, 2003 p.1124-1131, tradução nossa).

e) Eletrodialise: é na verdade um processo, no qual, componentes iônicos de uma solução, são separados por meio de membranas semipermeáveis de íon-seletivo. Baseia-se no princípio da aplicação de um potencial elétrico, entre dois eletrodos, provocando uma corrente elétrica que passa através de uma solução, que por sua vez provoca a migração de cátions em direção ao eletrodo negativo e de ânions em direção ao eletrodo positivo, e desta forma separando-os. É utilizada principalmente para dessalinização de água salobra e produção de água ultra pura. (ALBA *et al.*, 2006; DIAS, 2006; MELIN, 2007; METCALF & EDDY, 2003 p.1124-1131, tradução nossa).

A escolha do tipo de membrana a ser utilizado depende de uma série de fatores, tais como características do efluente a ser tratado, parâmetros a serem considerados e os respectivos limites a serem atingidos para atendimento à legislação, avaliação do espaço disponível, forma de limpeza, entre outros (MELIN, 2007, tradução nossa). Depende também da configuração do sistema e é baseada no mínimo entupimento e deterioração da membrana, e isto geralmente é obtido em estudos desenvolvidos em plantas piloto (METCALF & EDDY, 2003, tradução nossa).

A capacidade de retenção das membranas, de acordo com a sua tipologia é ilustrada na Figura 12, de modo bastante prático, apresentando os componentes retidos em cada uma delas, e as pressões necessárias para operação do sistema.

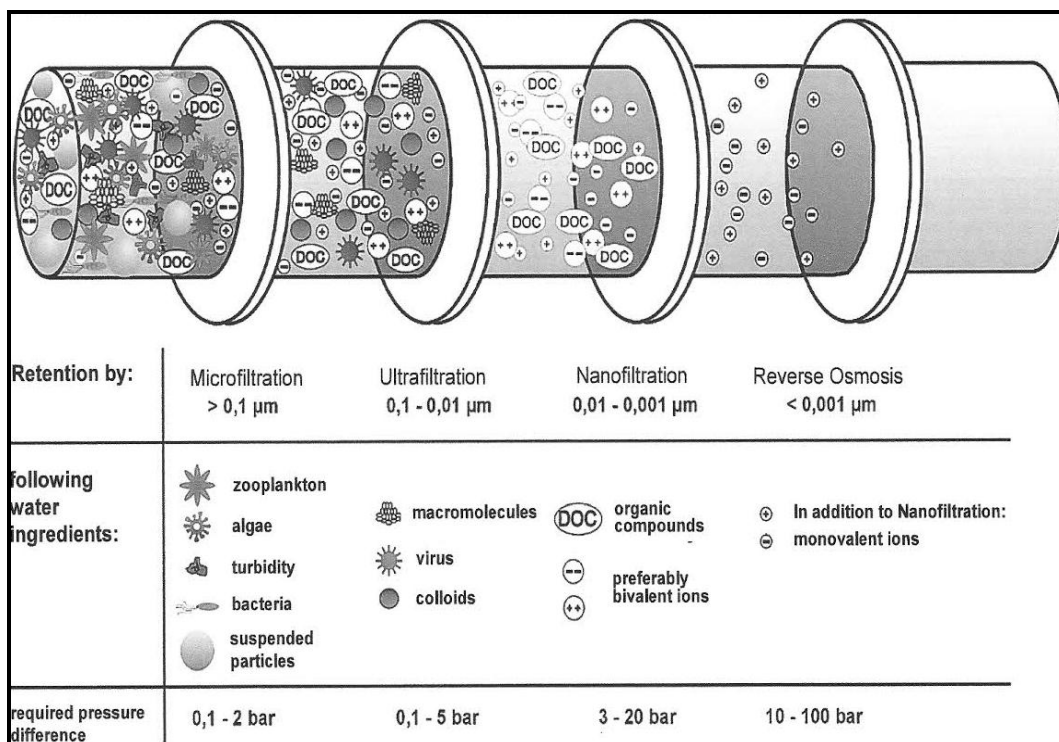


FIGURA 12 – CAPACIDADE DE RETENÇÃO DAS MEMBRANAS
FONTE: WEHRLE (2009)

2.3.3.3 Produção de membranas

As membranas utilizadas para tratamento de água e água residual são geralmente membranas anisotrópicas, sendo constituídas basicamente de uma fina película tendo cerca de 0,20 a 0,25 µm de espessura, suportada por uma estrutura mais porosa de cerca de 100 µm de espessura. A camada responsável pela resistência mecânica pode ser fabricada com o mesmo material (membranas de Loeb-Sourirajan) ou com materiais diferentes (membranas do tipo compósito) (ALBA *et al.*, 2006; METCALF & EDDY, 2003 p. 1106, tradução nossa).

Em geral, membranas utilizadas no tratamento de águas residuais são produzidas a partir de materiais orgânicos poliméricos, como o difluoreto de polivinilideno (PVDF), o politetrafluoretileno (PTFE), o polietersulfona (PES), polipropileno (PP), acetato de celulose, poliamidas aromáticas, entre outros. Contudo, em alguns casos são preparadas a partir de matérias inorgânicas, podendo ser de cerâmica ou de metal (ALBA *et al.* Tradução nossa, 2006; DIAS, 2006).

As membranas cerâmicas são insuperáveis em termos de resistência química, térmica e entupimento, porém seu custo não é competitivo quando se trata de tratamento de água residual, razão pela qual as membranas poliméricas são as mais utilizadas (LI, *et al.*, 2008 p. 218, tradução nossa).

A primeira empresa brasileira, e também da América Latina, a produzir membranas foi a PAM Membranas Seletivas, do Rio de Janeiro, a qual iniciou os trabalhos neste sentido em 2006, com a produção de membranas de microfiltração. O projeto foi desenvolvido por professores que integram o Laboratório de Processos de Separação por Membranas da Coppe/UFRJ, os quais dedicaram 35 anos de pesquisa em prol desta produção (DIAS, 2006).

Atualmente, a empresa produz membranas de microfiltração e ultrafiltração, na forma de tubos capilares (fibras ocas), a partir de polímeros de engenharia, com elevada resistência mecânica, térmica e química. Este é sem dúvida um marco da introdução da tecnologia no Brasil (PAM, 2010).

Além desta opção nacional, existem diversas parcerias entre o Brasil e países detentores da tecnologia de fabricação e aplicação de membranas, as quais também são muito importantes no intuito de viabilizar economicamente a aplicação no Brasil. Podem ser citadas como exemplos de parcerias sólidas: a parceria entre a empresa Hans Huber AG (Huber Technology) da Alemanha e a empresa Neotex Consultoria Ambiental de São Paulo e a parceria entre a empresa Wehrle Umwelt GmbH da Alemanha e a empresa Fluid Brasil Sistemas e Tecnologia Ltda, também de São Paulo (FURTADO, 2009; FURTADO, 2010; HANS HUBER, 2010).

Estas empresas aproximam não somente a tecnologia em termos de produtos, mas também, o que é essencial, que é o conhecimento e a possibilidade de domínio da mesma técnica.

2.3.3.4 Configurações de membranas

As membranas comerciais são geralmente produzidas na forma tubular, plana, espiral ou de fibra oca (*hollow fiber*). Placa plana, quadro ou filtro cartucho plissado, são também usadas, mas não são comuns em aplicações industriais (METCALF & EDDY, 2003 P. 1106, tradução nossa).

a) Módulos de membranas tubulares

Na configuração tubular, uma série de membranas tubulares, é montada no interior de um tubo, onde este funciona como suporte, conforme pode ser visto na Figura 13.

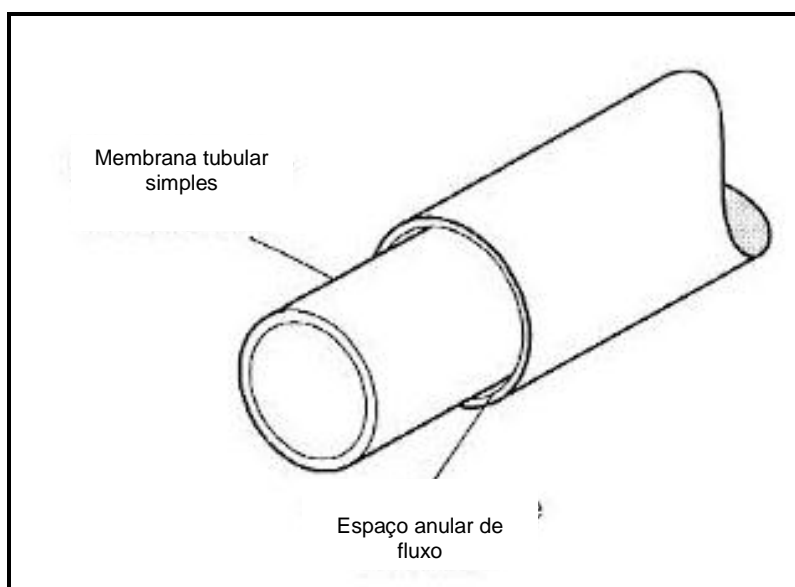


FIGURA 13 – MEMBRANA TUBULAR SIMPLES
FONTE: METCALF & EDDY (2003, p. 1109, tradução nossa)

As membranas são constituídas de um suporte poroso de papel ou fibra de vidro sobre o qual se deposita a superfície filtrante.

O líquido a ser tratado é bombeado através do tubo, passando pela parte interior da membrana, produzindo um fluxo lateral de permeado através das paredes, de modo que o produto seja coletado na parte externa do tubo e o concentrado continue fluindo através deste.

Estas unidades são geralmente utilizadas para águas com alto teor de sólidos suspensos. São fáceis de limpar por limpeza química, contudo produzem uma baixa taxa de produto em relação ao seu volume o que pode tornar-se caro dependendo da aplicação (ALBA *et al.*, 2006; METCALF & EDDY, 2003, tradução nossa).

O módulo tubular normalmente tem comprimentos de 13cm a 20cm, com 4 a 6 membranas de 0,5cm a 1,0 cm de diâmetro, dispostas em seu interior. A velocidade de circulação da alimentação pelo interior das membranas é de 2m/s a 6m/s, o que se traduz em perdas de carga de 14 a 21kPa. O consumo de energia das plantas que utilizam este tipo de módulos é da ordem de 0,8 a 2,5kWh/100L permeado (ALBA, 2006, tradução nossa).

b) Módulos de membranas de fibra oca

O módulo de membranas de fibras ocas consiste num conjunto de centenas a milhares de fibras alinhadas no interior de um tubo suporte, normalmente 500 a 2000 unidades, e separadas deste por uma malha plástica (ver Figura 14).

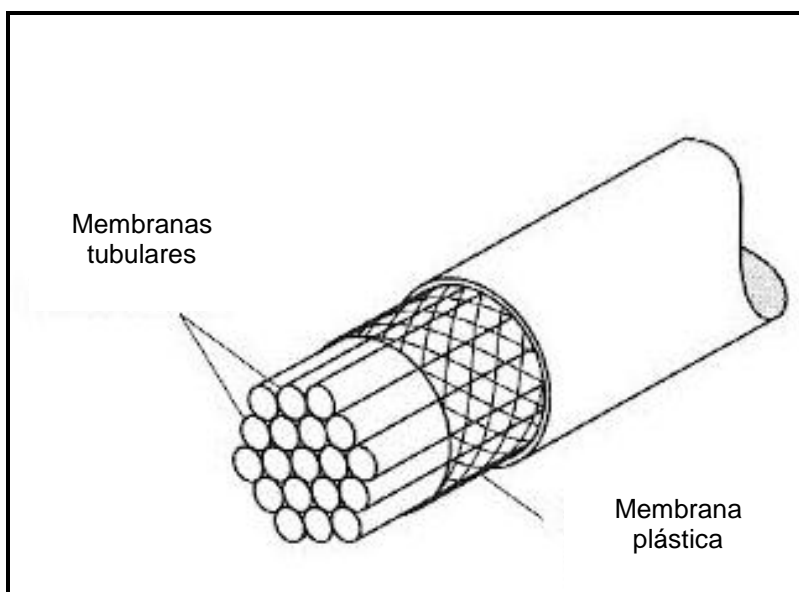


FIGURA 14 – MEMBRANA TUBULAR OCA
FONTE: METCALF & EDDY (2003 p1109, tradução nossa)

O efluente pode ser alimentado pela parte interior ou exterior da fibra dependendo da configuração escolhida. (ALBA *et al.*, 2006; METCALF & EDDY, tradução nossa).

c) Módulos de membranas do tipo espiral

Neste tipo de sistema, duas membranas planas são colocadas, uma de cada lado, sobre um espaçador flexível permeado e depois enroladas ao entorno de um tubo de alimentação, também permeado, formando um cilindro. Do modo como é montado o sistema, o fluxo que o atravessa segue um caminho em espiral. Para confeccionar este tipo de membrana normalmente são utilizados compósitos (METCALF & EDDY, 2003, tradução nossa). Estes módulos, visualizados na Figura 15, têm normalmente 20cm de diâmetro e 100cm, de comprimento, com varias membranas enroladas, de modo a proporcionarem uma superfície de membrana de 1 a 2m² (ALBA *et al.*, 2006, tradução nossa).

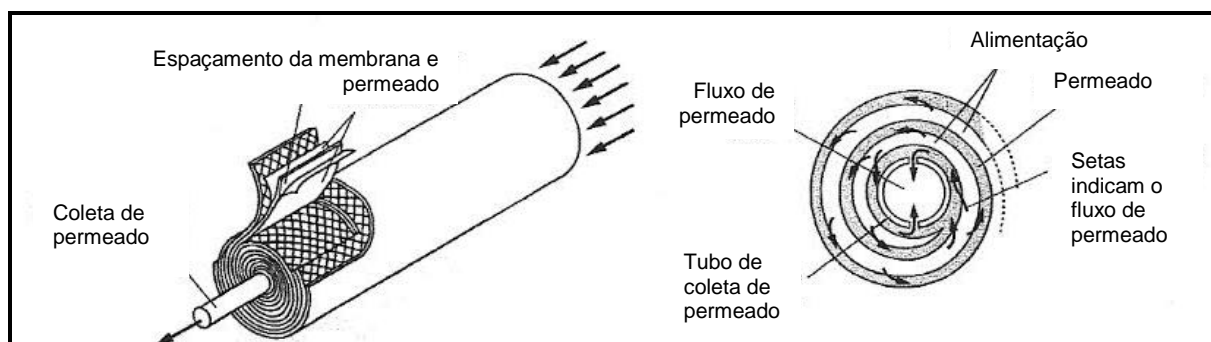


FIGURA 15 – MEMBRANA ESPIRAL
FONTE: METCALF & EDDY (2003 p1110, tradução nossa)

d) Módulos de membranas em quadro e placas

O sistema é composto basicamente de membranas planas e placas de apoio intercaladas, conforme demonstrado na Figura 16. Enquanto as membranas realizam a filtração, as placas de apoio além de servirem de suporte para a membrana, também servem para conduzir o fluxo de permeado para fora do sistema. Para alimentação, torna-se necessária a impulsão por bomba. Esta configuração é utilizada normalmente em eletrodialise (ALBA *et al.*, 2006; METCALF & EDDY, tradução nossa).

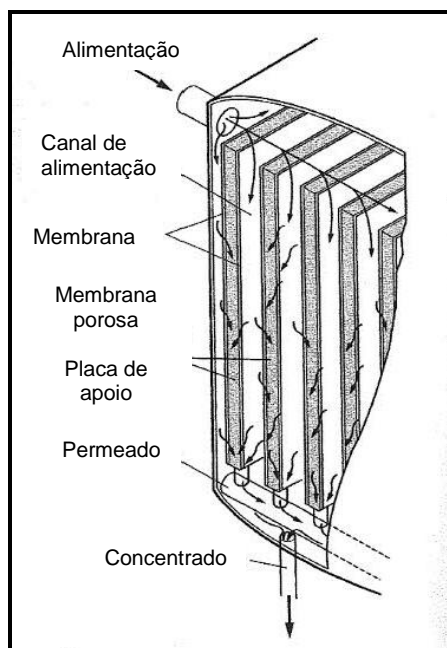


FIGURA 16 – SISTEMA DE MEMBRANA PLANA
 FONTE: METCALF & EDDY (2003, p.1110, tradução nossa)

e) Módulos de cartuchos de membranas

Nesta configuração, membranas plissadas (com pregas), são dispostas no entorno de um coletor de permeado, formando um módulo com 25 cm de comprimento e 6 cm de diâmetro aproximadamente, de modo a obter uma superfície de 0,3 m² de área filtrante.

A alimentação ocorre de forma perpendicular ao fluxo de coleta do permeado, ficando os contaminantes retidos na membrana. Esta estrutura plissada é geralmente utilizada em microfiltração e é de característica descartável (ALBA *et al.*, 2006; METCALF & EDDY, 2003, tradução nossa).

2.3.3.5 Formas de operação dos sistemas de membranas

São duas as formas de operação de sistemas de membranas e são diferenciadas pelo modo com que a alimentação é aplicada no sistema:

a) Filtração em linha

Nesta forma de operação, as membranas são dispostas na linha de fluxo do líquido que se deseja tratar, ficando as partículas retidas no interior das membranas e gerando-se uma corrente depurada, o permeado.

b) Filtração tangencial

Neste caso, o líquido a ser tratado percorre um fluxo tangencial à membrana. Os contaminantes ficam retidos na superfície da membrana, sendo constantemente arrastados pelo fluxo tangencial. Esta forma de operar é interessante, pois ajuda a manter a membrana desobstruída (ALBA *et al.*, 2006, tradução nossa).

2.3.3.6 Fatores que reduzem a eficiência das membranas

Para se obter um bom funcionamento de um sistema de membranas torna-se necessário manter o fluxo de permeado (J_w) e o coeficiente de rejeição (R) dentro das condições projetadas, ou seja, sem grandes modificações na diferença de propriedades (pressão e potencial elétrico) que gera o fluxo de permeado.

Uma forma de estimar o grau de separação conseguido pela membrana é medindo o coeficiente de rejeição. Isto é, medindo a concentração um componente i , o qual se deseja excluir do permeado, nas correntes de entrada e saída do sistema.

A razão entre as concentrações do componente i na corrente de saída, denominada permeado (C_{ip}) e na alimentação (C_{if}), é o coeficiente de rejeição e é expresso conforme apresentado na Fórmula 01:

$$R_i = 1 - C_{ip}/C_{if} \quad (01)$$

Onde:

Ri Coeficiente de rejeição do componente i

Cip Corrente de saída (permeado)

Cif Corrente de alimentação

O fluxo de permeado (Jw) é o fluxo da solução que passa na membrana e é definido conforme Fórmula 02:

$$JW = \text{Volume permeado/unidade superfície membrana. unidade de tempo} \quad (02)$$

(ALBA *et al.*, 2006, tradução nossa).

a) Obstrução por polarização da concentração

Em configurações com corrente tangencial de fluxo de alimentação, pode ocorrer acúmulo de substâncias retidas na superfície da membrana, criando um gradiente de concentração, no lado da alimentação, de modo a diminuir a eficiência de separação da membrana e o fluxo de permeado. Além disso, a concentração elevada favorece a difusão do componente i através da membrana, o que diminui a eficiência.

Esta forma de mau funcionamento depende das condições de operação e não do tempo de utilização da membrana, sendo assim, a melhor maneira de evitar a polarização é aumentando a velocidade da alimentação, de modo que a turbulência provocada por esta, garanta o arraste das substâncias depositadas na superfície da membrana (ALBA *et al.*, 2006; MELIN, 2006, tradução nossa).

b) Obstrução por contaminação

Em alguns casos, substâncias podem interagir com a membrana, adsorvendo-se e/ou precipitando-se em sua superfície ou penetrando em seu interior (reduzindo o tamanho dos poros), ocasionando a diminuição do fluxo de permeado.

Esta forma de mau funcionamento depende do tempo de trabalho da membrana e a forma de corrigi-lo depende das características da contaminação. Se a contaminação for superficial, uma simples troca de direção de fluxo (retro lavagem) em intervalos definidos de tempo resolve o problema. Contudo, se a contaminação se der no interior da membrana ou de forma persistente em sua superfície, será necessária limpeza química da mesma (ALBA *et al.*, 2006, tradução nossa).

2.3.3.7 Limpeza das membranas

Antes de proceder à limpeza propriamente dita, medidas preventivas podem ser tomadas para evitar a incrustação. Estas medidas podem ser tanto por processos mecânicos, como químicos.

Mecanicamente pode-se realizar a alimentação no modo tangencial, facilitando assim a limpeza contínua dos depósitos. Também é possível mantendo-se alta velocidade de transbordamento ou efetuando a instalação de um *spacer* para formação de turbulência na superfície da membrana.

No caso de *scaling*, processo onde há a formação de cristais na superfície das membranas (geralmente de sulfatos, carbonatos e silicatos), a remoção dos mesmos deve ser feita antes da passagem pelo processo de membranas. Isto acontece por meio de floculação e precipitação ou troca iônica. Também pode se proceder a uma estabilização com inibidores de cristalização.

No caso de *fouling*, processo onde há o crescimento de biomassa na superfície das membranas, faz-se remoção prévia de materiais orgânicos. Para esta finalidade podem ser utilizados agentes de desinfecção ou limpeza, contudo deve-se observar e acompanhar uma possível adaptação e resistência dos microorganismos aos agentes utilizados e, conseqüentemente a queda da eficiência (MENZEL, 2009).

O processo utilizado para limpeza das membranas dependerá do tipo de configuração e de membrana adotado. A limpeza química é a mais utilizada e é geralmente realizada com ácido cítrico e hipoclorito de sódio (MELIN, 2006, tradução nossa)

2.3.3.8 Aplicações das membranas

Mundialmente, membranas são aplicadas em diversos ramos de atividade da indústria e outros setores de serviços públicos e privados, como os de saneamento, saúde e desenvolvimento. Esta versatilidade se deve ao fato das membranas possuírem poros de dimensões variadas os quais são responsáveis por todas as propriedades que as tornam úteis em suas diversas aplicações, tanto para separar partículas, como para fracionar moléculas de diferentes massas molares (DIAS, 2006).

Dentre os principais usos discriminados desta tecnologia no setor produtivo, destaca-se o setor de fabricação de alimentos, como a indústria de bebidas e de laticínios, o setor de saúde, como a biotecnologia e farmácia, e também os setores têxteis, eletrônicos e automotivos (PAM, 2010).

Além destes, outros setores diretamente relacionados com a saúde e bem estar do ser humano e do meio ambiente, como tratamento de efluentes, esgotos domésticos e tratamento de água de abastecimento, estão utilizando cada vez mais a tecnologia de membranas, combinadas ou não com outros processos, de modo a melhorar significativamente a qualidade dos serviços e produtos.

Alba *et al.* (2006, tradução nossa) relatam uma série de usos das membranas evidenciando as aplicações acima descritas e separando-as por tipo de membrana. Vale ressaltar que a aplicação de cada tipo de membrana necessita ser testada e adaptada às características do fluido e condições operacionais, para garantir seu bom desempenho. .

Os principais usos das membranas relatados por Alba *et al.* (2006, tradução nossa) encontram-se apresentados no Quadro 3 a seguir.

| Tipo de Membrana | Principais usos das Membranas |
|------------------|--|
| Microfiltração | Utilizada para esterilização de água para fabricação de soluções na indústria farmacêutica, eliminação de micro contaminantes nas águas de processo da indústria de componentes eletrônicos e esterilização de vinhos e sucos de frutas na indústria de alimentos. |
| Ultrafiltração | Utilizada principalmente para reuso de água, tratamento de água quente sem necessidade de resfriamento, recuperação de produtos como a recuperação de proteínas na indústria de alimentos, recuperação de partículas de pintura nos processos de pinturas de peças, recuperação de polímeros sintéticos na indústria têxtil e recuperação de óleos presentes nas águas de processo da indústria metalúrgica. |
| Osmose Reversa | Aplicada principalmente nos processos de dessalinização de água salobra, dessalinização de água do mar e produção de água ultra pura e recuperação de componentes valiosos. |
| Nanofiltração | Utilizada principalmente para o abrandamento da água de processo e como pré-tratamento para obtenção de água ultra pura. |

QUADRO 3 – APLICAÇÕES DAS MEMBRANAS

FONTE: ALBA *et al* (2006, tradução nossa).

A separação por membranas no setor de tratamento de águas residuárias possui aplicação bastante significativa, voltada principalmente ao processo de polimento final ou para a produção de água de reuso.

De acordo com Van der Roest *et al.* (2002) apud LI *et al.* (2008, tradução nossa), mais de 1000 sistemas de membranas associados ao tratamento biológico de efluentes, estavam em funcionamento no mundo em 2002, sendo a maioria delas no Japão (aproximadamente 66% das instalações). Muitas das instalações japonesas consistem no tratamento em construções (escritórios e domésticas).

Na Europa, a maioria das aplicações da tecnologia de membranas em águas residuárias, diz respeito ao tratamento de líquido lixiviado de aterro. Cerca de 98% destes sistemas de tratamento de água residuária, que utilizam membrana, contam com a combinação de processos biológicos aeróbios e 2% com a combinação de processos anaeróbios.

Na Alemanha, a utilização de membranas em processos de tratamento de efluentes, iniciou nos anos 80 quando foram estabelecidos por empresa do ramo de tratamento de efluentes em parceria com a Universidade de Stuttgart e Escola Técnica de Rheinisch-Westfälische Hochschule Aquisgram, os princípios desta

tecnologia. Baseando-se nos resultados das investigações, terminadas em 1992, foi construída e posta em prática a primeira planta em escala industrial do processo (WEHRLE, 2009, tradução nossa).

O uso desta tecnologia para o tratamento de efluentes de aterro vem sendo cada vez mais difundido nos países europeus face aos rígidos padrões de controle ambiental instituídos pela diretiva europeia.

De acordo com o disponibilizado pela empresa Wehrle Umwelt GmbH (2009), seguem alguns relatos de situações de plantas de unidades de tratamento de resíduos, as quais utilizam MBR no processo de tratamento de efluentes, sendo este projetado pela Wehrle:

Instalação em Sousse na Tunísia, a Ecoti S.A., possui processo de tratamento de chorume, utilizando processo de separação por membranas de ultrafiltração e osmose reversa, removendo 98,7% da DQO e 99% do nitrogênio presente no efluente de entrada. O processo foi implantado em 2009.

Em Bilbao na Espanha, desde 2005, chorume de aterro sanitário para resíduos sólidos, é tratado por biorreator com membrana. A estação, da UTE R.S.U., tem capacidade de tratamento de até 75m³/h e obtém reduções de 50% de DQO e 96% de nitrogênio amoniacal.

Em Barcelona na Espanha, a UTE Montcada, Ecoparc 2, implantada em 2009, reduz DQO em até 95% e nitrogênio amoniacal até 99%.

Estação de Laogang em Shanghai, do grupo Veolia Environmental Services, a Shanghai & Laogang MSW Treatment Co. Ltd., implantada em 2009, atinge valores de redução de 91% de DQO e 89% de nitrogênio amoniacal.

Em Munique na Alemanha, chorume de aterro sanitário é tratado com MBR e carvão ativado, obtendo-se redução de 67% de DQO e 80% de nitrogênio amoniacal.

Ressalta-se que as eficiências obtidas dependem de diversos fatores como a tecnologia implantada e as combinações efetuadas, do tipo e idade do aterro, da concentração de poluente no chorume, das condições climáticas, forma de operação do aterro, do tipo de lançamento do efluente (se direto ao corpo receptor ou não) e também das exigências da legislação específica de cada localidade.

O Quadro 4 apresenta os valores médios encontrados em estações de tratando lixiviado com membranas (WEHRLE, 2009).

| Empresa | Vazão (m³/d) | DQO entrada (mg/L) | DQO saída (mg/L) | Eficiência (%) | N-NH ₄ entrada (mg/L) | N-NH ₄ saída (mg/L) | Eficiência (%) |
|------------------------|-----------------|--------------------------|------------------------|-------------------|--|--------------------------------------|-------------------|
| Sousse – Tunísia | 120 | 70000 | 90 | 98,7 | 4000 | 30 | 99 |
| Bilbao – Espanha | 1800 | 700 | 350 | 50 | 700 | 25 | 96 |
| Barcelona – Espanha | – 140 | 30000 | 1500 | 95 | 4000 | 50 | 99 |
| Laogang Shanghai | – 2000 | 11500 | 1000 | 91 | 1400 | 150 | 89 |
| Munique Alemanha | – 123 | 1200 | 400 | 67 | 1000 | 200 | 80 |

QUADRO 4 – ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO UTILIZANDO MBR
FONTE: WEHRLE (2009)

Segundo Furtado (2010), a tecnologia de membranofiltração, embora largamente difundida em países europeus, ainda tem mérito de novidade no Brasil. Por melhores que sejam os resultados e as argumentações dos fornecedores, a realidade brasileira é muito diferente da de europeus e norte-americanos, o que dificulta a viabilidade de nacionalização desta tecnologia. Pesam aqui principalmente fatores econômicos e culturais, visto que a tecnologia tem custo elevado de implantação e haveria necessidade de se priorizar a questão ambiental para justificar o investimento.

2.3.3.9 Biorreator com membranas

A tecnologia de biorreator com membrana (MBR) é um processo empregado no tratamento de efluentes, que parte do princípio da combinação da tecnologia de membranas com o processo de lodos ativados (LI *et al.*, 2008 p. 217, tradução nossa). Neste processo, a membrana é o limite físico que separa a zona na qual ocorre a degradação biológica dos contaminantes e a zona de água tratada (ALBA *et al.*, 2006, tradução nossa). Isto é, o processo microbiológico promove a eliminação de compostos orgânicos, nitrificação e desnitrificação, e a membranofiltração, é responsável por separar a biomassa do efluente tratado (LI *et al.*, 2008 p. 217, tradução nossa).

Esta combinação permite, em alguns casos, a substituição das etapas de decantação e tratamento terciário, existentes nos processos convencionais de tratamento, pelo módulo de membranas (ALBA *et al.*, 2006, tradução nossa).

Comparado com o sistema convencional de lodos ativados, o processo de MBR, produz um efluente de melhor qualidade, por remover todos os sólidos suspensos e coloidais e outros compostos adsorvidos. Também permite operação em maior concentração de sólidos, de modo que efluentes com altas cargas poluidoras podem ser assim tratados (LI et al., 2008 p. 217, tradução nossa).

Sendo assim, a tecnologia de MBR pode ser considerada como uma das melhores tecnologias disponíveis para atingir um controle rigoroso de efluentes e para reduzir a poluição (ALBA *et al*, 2006, tradução nossa).

2.3.3.9.1 Princípio de operação de um biorreator com membranas

No processo MBR, a membrana separa o efluente de modo a obter uma fase livre denominada “permeado” (efluente filtrado) e uma fase contendo os sólidos denominada “concentrado” (biomassa retorno de lodo). Dependendo da configuração do sistema, o concentrado permanece ou retorna ao reator biológico (LI et al., 2008 p. 217, tradução nossa).

Para o uso da tecnologia de membranas no tratamento biológico de água residual, vários aspectos precisam ser considerados:

- Membrana, materiais e módulos;
- Configuração do MBR;
- Fenômeno de incrustação da membrana;
- Adaptação do esquema do processo de lodo ativado como pré-tratamento (LI *et. al.*, 2008 p. 217, tradução nossa).

2.3.3.9.2 Módulos de disposição das membranas

De um modo geral, as membranas estão dispostas de duas maneiras distintas: no interior do reator biológico, com membranas submersas ou integradas, ou externamente a este com membranas externas ou com recirculação. A Figura 17 ilustra no item a) o processo de MBR interno ao reator e no item b) o processo de MBR externo ao reator biológico e com retorno de lodo.

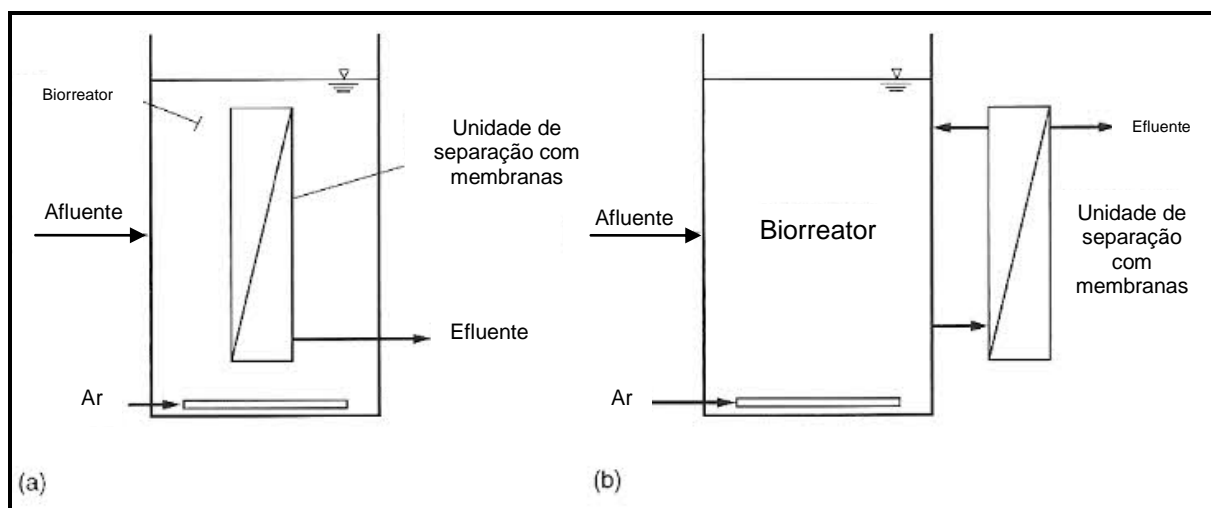


FIGURA 17 – PRINCÍPIO DE OPERAÇÃO DE BIORREATOR COM MEMBRANAS
 FONTE: METCALF & EDDY (2003, p.1127)

No primeiro caso, o efluente do reator biológico, já depurado, é succionado para o interior do módulo de membranas onde é filtrado, e a massa de microorganismos é assim separada do efluente. O permeado (efluente filtrado) é descartado por um sistema de coleta, já a massa de microorganismos fica retida no sistema de membranas e é constantemente descolada deste por meio de injeções de ar de limpeza. Deste modo o lodo permanece no reator biológico e desempenha normalmente sua função na degradação do efluente.

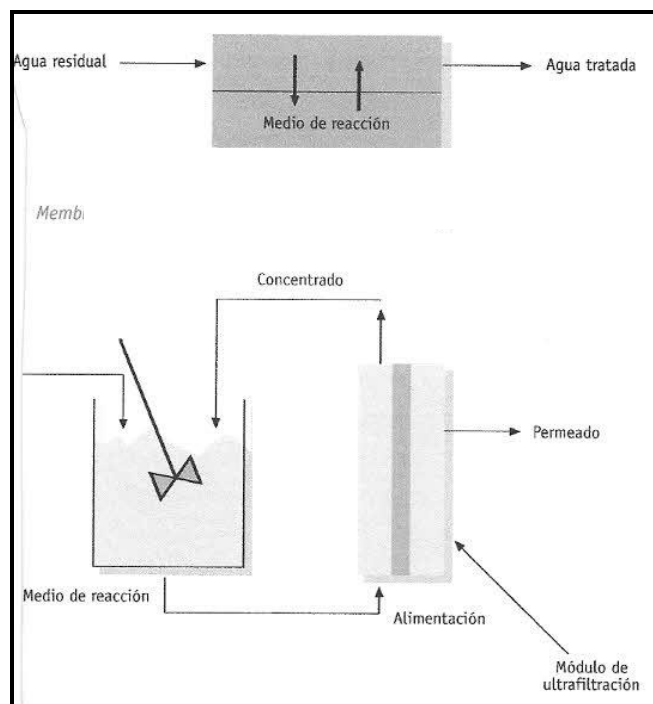


FIGURA 18 – CONFIGURAÇÕES DE SISTEMAS DE MEMBRANAS
 FONTE: ALBA (2006)

No segundo caso onde as membranas são instaladas externamente ao reator biológico, toda a mistura reacional (biologia + efluente) é bombeada para a unidade de ultrafiltração ou microfiltração. Pressão é aplicada para garantir que o líquido passe pelos poros das membranas separando-o da massa de microorganismos. Têm-se então dois produtos neste sistema de membranofiltração: o lodo que é concentrado e o efluente tratado. Neste caso, existe a necessidade de se retornar parte do lodo concentrado para o reator biológico para dar continuidade ao processo de tratamento. Este é um diferencial que consome mais energia em relação ao anterior com membranas submersas, contudo possui vantagem de permitir maior concentração de sólidos no reator biológico caso esta seja necessária (ALBA *et al.*, 2006, tradução nossa).

Ambas as configurações são eficientes e a opção entre uma e outra, dependerá de diversos fatores, como objetivo do uso, meta a ser alcançada, disponibilidade de espaço físico, consumo de energia, etc. O modelo esquemático do funcionamento destas encontra-se apresentado na Figura 18 apresentada anteriormente.

2.3.3.9.3 Comparação do sistema MBR com o sistema convencional de tratamento

O processo convencional de tratamento biológico por lodos ativados (LA) é composto basicamente pelas etapas de aeração e sedimentação. A etapa de sedimentação é determinante para este tipo de sistema. Esta etapa é que define em que quantidade de sólidos o sistema poderá operar, sendo que o limite de sólidos suspensos no reator biológico, para um lodo com um ótimo Índice Volumétrico de Lodos (IVL), gira em torno de 8g/L (MENZEL, 2009).

No sistema MBR, a decantação secundária é substituída pelo módulo de separação por membranas. Devido à completa separação dos sólidos do sistema aerado pelo módulo de membranas, o efluente resultante do processo MBR é de qualidade muito superior ao efluente resultante do processo convencional de LA. Melhorias significativas são encontradas não somente na remoção de sólidos suspensos, mas também na remoção de outros parâmetros como DQO, nitrogênio total e fósforo (LI *et al.*, 2008, tradução nossa).

O processo de MBR permite concentrar o teor de sólidos suspensos no reator biológico, a valores normalmente entre 8 e 30 g/L, o que resulta numa maior capacidade de tratamento em uma área relativamente menor do que a necessária em sistemas convencionais. Contudo, a alta viscosidade da mistura resultante, exige um maior consumo de oxigênio, fator este que deve pesar na escolha (LI *et al.*, 2008, tradução nossa; MENZEL, 2009).

Em muitos casos, o uso desta tecnologia, proporciona resultados tão bons, que dispensa o uso de tratamento físico-químico terciário, evitando assim, a aplicação de produtos químicos ao efluente.

2.3.3.9.4 Vantagens e desvantagens do uso do MBR

Entre as diversas vantagens proporcionadas por esta tecnologia, destacam-se:

- a) Elevada remoção de poluentes;
- b) Opera em temperatura ambiente;

- c) Combina-se com outros tratamentos;
- d) Remoção de nitrogênio;
- e) Menor volume de lodo gerado;
- f) Menor espaço ocupado (estrutura compacta);
- g) Opera sem adição de produtos químicos;
- h) Fácil operação;
- i) Substituição do sistema de decantação e tratamento terciário
- j) Concentração de sólidos no reator biológico permitindo tratar efluentes mais concentrados
- k) Pré-tratamento para etapas de NF ou OR; (ALBA *et al.*, 2006, tradução nossa; MENZEL, 2009; VIANA, 2004);

A principal desvantagem reside no fato de que, tanto equipamentos, como membranas e a própria tecnologia em si, são, na maioria das vezes, importadas. Esta dificuldade é amenizada na existência parcerias entre empresas detentoras desta tecnologia e empresas brasileiras. Parcerias ajudam a diminuir a distância tecnológica entre os países (QUÍMICA E DERIVADOS, 2009).

Em nível ambiental tem-se a desvantagem de que estes sistemas não eliminam realmente o contaminante, e sim o transferem de fase, além do fato de necessitarem de limpeza química para a remoção de substâncias que ficam aderidas na membrana. Outra desvantagem é que as operações a altas pressões são geradoras de ruídos e estes necessitam de sistemas de minimização e controle, além de consumirem alta demanda de energia (ALBA *et al.*, 2006, tradução nossa).

2.3.3.9.5 Custos de implantação, operação e manutenção

O custo de um processo é um dos critérios mais importantes deste e serve para decidir sobre sua aplicação. Basicamente pode-se diferenciar entre dois tipos principais de custo:

- custos de investimento – custos de construção das instalações

➤ custos operacionais – custos de manutenção e operação da planta

Deve-se diferenciar entre os custos de produção e o custo do capital. Os custos do processo, tais como, custos de energia, matérias primas e despesas com pessoal, na maioria das vezes específicos para cada processo, são relativamente fáceis de se apropriar (MELIN, 2006, tradução nossa).

Dados de custos de investimento são mais difíceis de obter e dependem muito da configuração de cada planta. De acordo com Judd (2005), citado em Li *et al.* (2008, tradução nossa), com a ampliação do uso, os preços das membranas estão diminuindo, por exemplo, no Reino Unido, passaram de US\$ 320 €/m² em 1992 para 80 €/m² em 2000.

No entanto, as membranas não são o único custo do sistema. Elementos como dispositivos de aeração e de limpeza, controle automático, tubos e acessórios, bem como o pré-tratamento, devem ser levados em consideração na elaboração dos custos de implantação do sistema.

No que tange aos custos de operação, o principal fator a ser levado em consideração é a alta demanda de energia necessária. Grande parte desta energia é requerida no processo de controle de incrustações e/ou bombeamento (Li *et al.*, 2008, p.234, tradução nossa).

A limpeza das membranas por sua vez, também consome produtos químicos, gerando custos. Em instalações municipais, o custo da limpeza das membranas está entre 0,2 e 1 € por m² de área de superfície da membrana por ano (WEDI *et al.*, 2005, citado por LI *et al.*, 2008, p.235, tradução nossa).

A vida útil das membranas é ainda uma incógnita, podendo variar de 2 a 6 anos, dependendo das características do efluente a ser tratado, do pré-tratamento aplicado, do tipo de membrana e módulo de construção, bem como do processo de limpeza utilizado (Li *et al.*, 2008, p.234, tradução nossa).

2.3.3.9.6 Variantes do processo

Processos de MBR são geralmente incrementados com sistemas de adsorção por carvão ativado com o intuito de aumentar a eficiência global do

processo. O uso do carvão permite a adsorção de compostos indesejáveis, tais como AOX e compostos causadores de coloração, bem como melhora o IVL do sistema biológico. A associação de sistemas de membranas e reatores biológicos, seguida de colunas de carvão ativado (como polimento final), também resulta num excelente padrão de efluente, principalmente quando o lançamento é realizado diretamente no corpo de água receptor (MENZEL, 2009).

3.0 MATERIAIS E MÉTODOS

Para o estudo, foram selecionados os parâmetros de DQO, Cor, Turbidez, Sólidos e Toxicidade como parâmetros passíveis das melhorias a serem obtidas, visto que, os mesmos, com exceção da Toxicidade, não possuem padrões pré-estabelecidos na legislação vigente. Neste sentido, um Programa de Gestão Ambiental, foi então preparado de modo a atender os objetivos e metas estabelecidos.

Após um extenso estudo da literatura disponível referente ao tratamento de efluente de aterro e um intercâmbio de sete meses na cidade de Stuttgart, Estado de Baden Württemberg, na Alemanha, pesquisando e sobre estações de tratamento de efluente de aterro, constatou-se haver viabilidade de se implantar um sistema similar no Brasil. Com base nestes dados, decidiu-se testar uma planta piloto na Estação de Tratamento de Efluentes da Central de Tratamento de Resíduos de Blumenau - CTRB.

As seguintes etapas foram estabelecidas para avaliação desta aplicação:

1ª Etapa – Visita técnica à estações de tratamento de efluente de aterro, que utilizem o processo de separação de sólidos por membranas, verificando detalhes da operação, custos e eficiências obtidas, bem como atendimento à legislação;

2ª Etapa – Estabelecimento de uma parceria visando a realização de um projeto em conjunto, para avaliação da utilização do sistema de separação de sólidos por membranas, mediante a implantação de um planta piloto de ultrafiltração, na estação de tratamento de efluentes da Central de Tratamento de Resíduos de Blumenau, em substituição ao processo de separação de sólidos por decantação, apropriando custos, condições operacionais, monitorando eficiências obtidas e outras variáveis de processo;

3ª Etapa – Avaliação dos resultados alcançados no ensaio piloto, por critérios ambientais, técnicos, econômicos e legais;

4ª Etapa – Verificação, com base na avaliação dos resultados do teste piloto, a possibilidade de substituição da etapa de decantação secundária e tratamento físico-químico, pelo processo de separação de sólidos por membranas;

5ª Etapa – Comparação das diferenças entre o uso do sistema MBR no Brasil e o uso do mesmo na Alemanha.

3.1 ORIGEM E FORMA DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO ANALISADO

3.1.1 Caracterização da área de estudo

O experimento foi realizado na estação de tratamento de efluentes oriundos de aterro industrial, situada no município de Blumenau, Estado de Santa Catarina, Brasil. O local denomina-se Central de Tratamento de Resíduos de Blumenau – CTRB, de propriedade da empresa Momento Engenharia Ambiental Ltda. A Figura 19 mostra a localização física do aterro industrial.

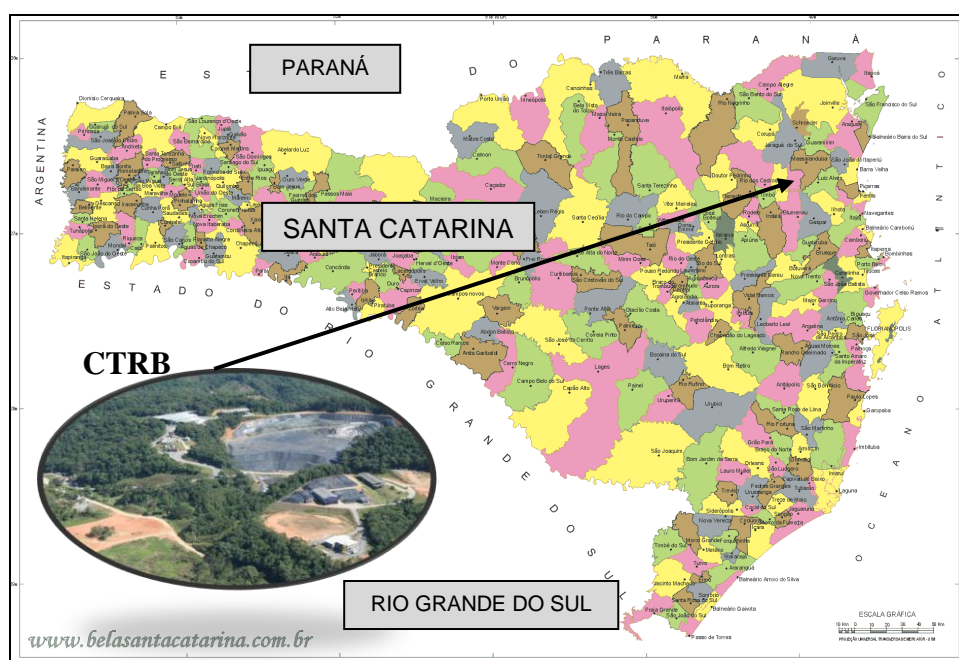


FIGURA 19 – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA CTRB
FONTE: Bela Santa Catarina (2011)

O objeto do presente trabalho foi definido a partir de uma necessidade existente nesta estação de tratamento, de remover também cor e DQO residuais no efluente tratado, tendo em vista a complexidade do efluente e deste último estágio de degradação. A remoção de DQO e cor se faz necessária frente à futuras mudanças na legislação, as quais possivelmente restringirão os limites para lançamento destes parâmetros.

Para entender o processo de geração, composição e tratamento do líquido lixiviado gerado na CTRB, são apresentadas a seguir as operações realizadas na central.

3.1.2 Processo da Central de Tratamento de Resíduos Industriais de Blumenau

A CTRB recebe resíduos das classes I e II, sendo eles principalmente, lodo de ETE's, areias de fundição, cinza de caldeira, borra de tinta, borra de óleo e materiais contaminados com óleos e tintas. Estes resíduos são originados, em sua maioria, de boa parte do Estado de Santa Catarina, mas principalmente da Região do Médio e Alto Vale do Itajaí.

O empreendimento foi fundado em 1999, por iniciativa privada, a partir da necessidade por parte das indústrias, da disposição adequada de seus resíduos. Algumas destas empresas, objetivando certificação segundo a Norma ABNT NBR 14001, priorizavam a necessidade deste tipo de empreendimento.

3.1.2.1 Recepção dos Resíduos

Antes de ingressarem na CRTB, os resíduos passam por análise prévia, em laboratório habilitado, para detectar sua classe e características. De posse destas informações, o responsável técnico da CTRB avalia o tipo de tratamento e destino a ser dado para cada tipo de resíduo e estabelece as orientações necessárias para o recebimento e acompanhamento dos mesmos na Central de Tratamento onde estes percorrem um fluxo conforme demonstrado na Figura 20.

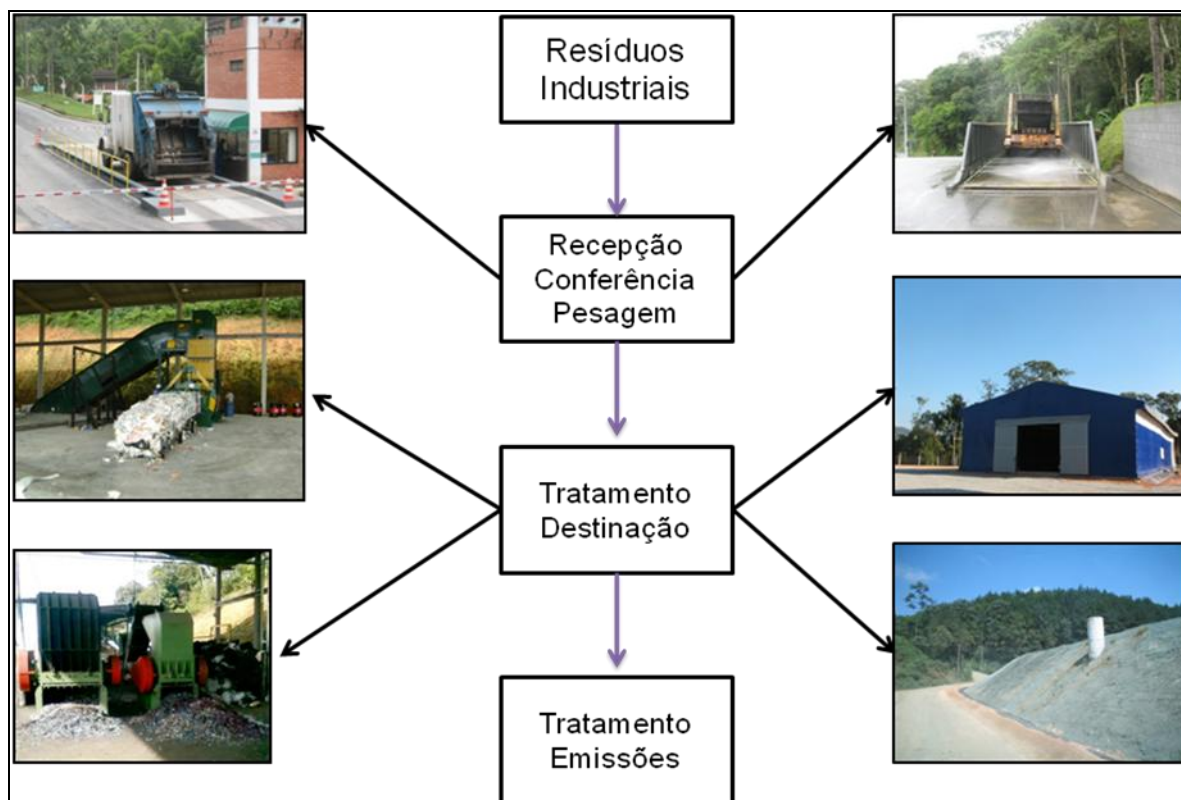


FIGURA 20 – FLUXO DOS RESÍDUOS NA CTRB
FONTE: O autor (2011)

Os resíduos que ingressam são pesados e conferidos (documentação e características) antes do envio para tratamento e destinação.

Após a descarga do resíduo, o veículo transportador que retorna à balança para efetuar a pesagem final, passa por um sistema de Limpa Rodas antes de sair do empreendimento a fim de evitar a contaminação das vias por possível arraste de resíduos (vide Figura 20). O efluente gerado neste processo é enviado para um tanque de equalização para posterior tratamento.

3.1.2.2 Tratamento e destinação dos resíduos

Os resíduos industriais recebidos na CTRB são tratados separadamente de acordo com a classe a qual pertencem, Classe I ou Classe II, e de suas características.

Estes resíduos podem ser tratados por processos de: Solidificação, que consiste na homogeneização, adição de aglomerantes e estabilização dos resíduos; Blendagem que consiste na trituração e moagem dos resíduos para posterior envio para unidades de co-processamento; Prensagem que é um processo que visa reduzir o volume de resíduos a serem aterrados; Encapsulamento para diminuir a mobilidade dos constituintes perigosos dos resíduos e Incineração que consiste na destruição térmica dos resíduos. As Figuras, 21 e 22, apresentam as formas de tratamento usadas na CTRB para tratamento dos resíduos conforme a classe.

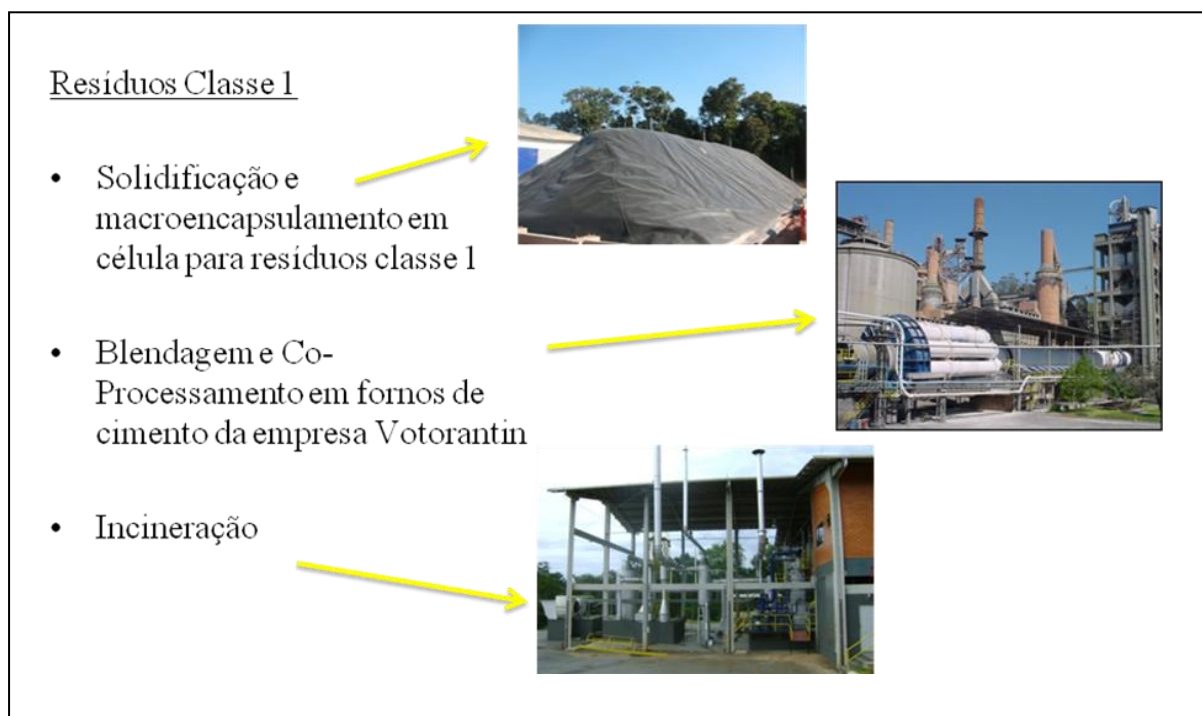


FIGURA 21 – TRATAMENTO DE RESÍDUOS CLASSE I
FONTE: O autor (2009)

O co-processamento de resíduos é destinado aos resíduos que possuam características coincidentes com as da matéria-prima do cimento ou poder calorífico compatível para atuar como substituto do combustível utilizado nos fornos de clínquer. O processo é realizado na empresa cimenteira Votorantim em Rio Branco do Sul-PR, conforme previsto na Resolução CONAMA N.º 264/99.

O tratamento térmico por incineração de resíduos ocorre de acordo com o especificado na Resolução CONAMA N.º 316/2002, o qual consiste num processo

de oxidação a alta temperatura que destrói e reduz o volume dos resíduos submetidos a este processo.

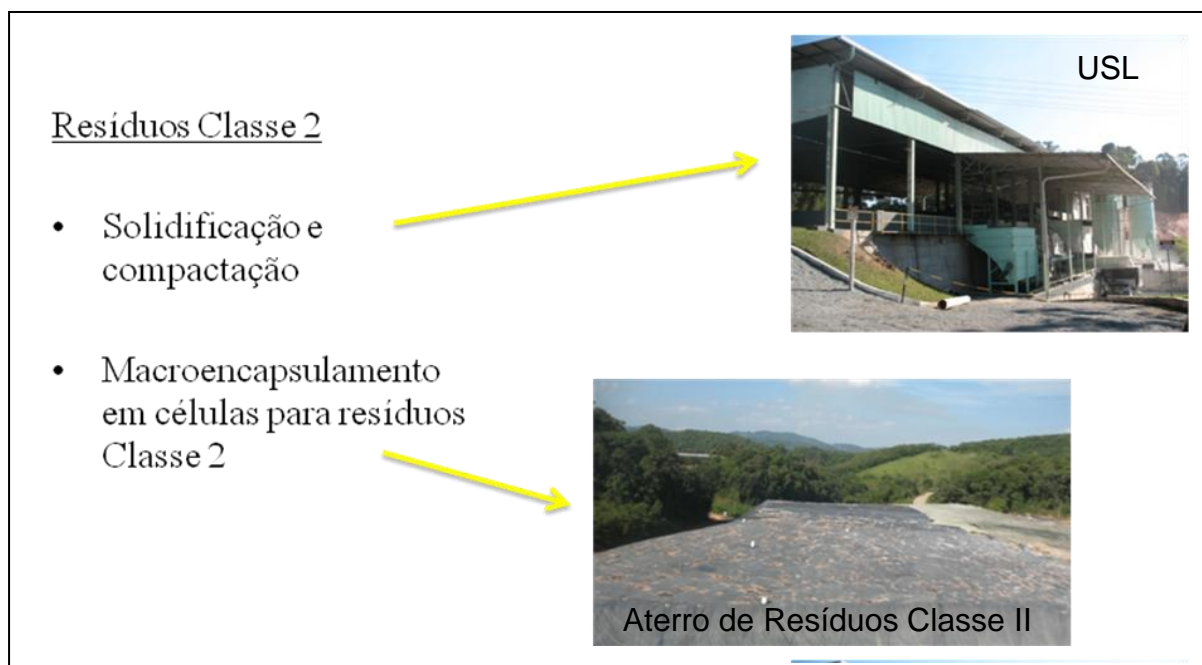


FIGURA 22 – TRATAMENTO DE RESÍDUOS CLASSE II
FONTE: O autor (2010)

O Aterro para resíduos classe II possui sistema de coleta e drenagem de líquidos lixiviados os quais são direcionados ao tanque de equalização para tratamento. No Aterro para resíduos classe I a geração de lixiviados é praticamente nula devido ao tratamento prévio dos resíduos por solidificação e ao armazenamento em célula coberta evitando lixiviação por água de chuva. Desta forma não há contribuição deste tipo de efluente para a Estação de Tratamento de Efluentes.

3.1.2.3 Tratamento de efluentes

O efluente gerado no Aterro Classe II (líquido lixiviado) é transportado através da rede de coleta de percolados, passa por um sistema de gradeamento e

desarenação e, em seguida é armazenado no tanque de equalização, conforme ilustrado na Figura 23.

O tanque de equalização também recebe efluentes provenientes do Limpa Rodas, da Lavanderia, dos Sanitários, dos pátios ao entorno da USL, dos tanques da lavação de gases e outras atividades que geram efluentes no empreendimento.

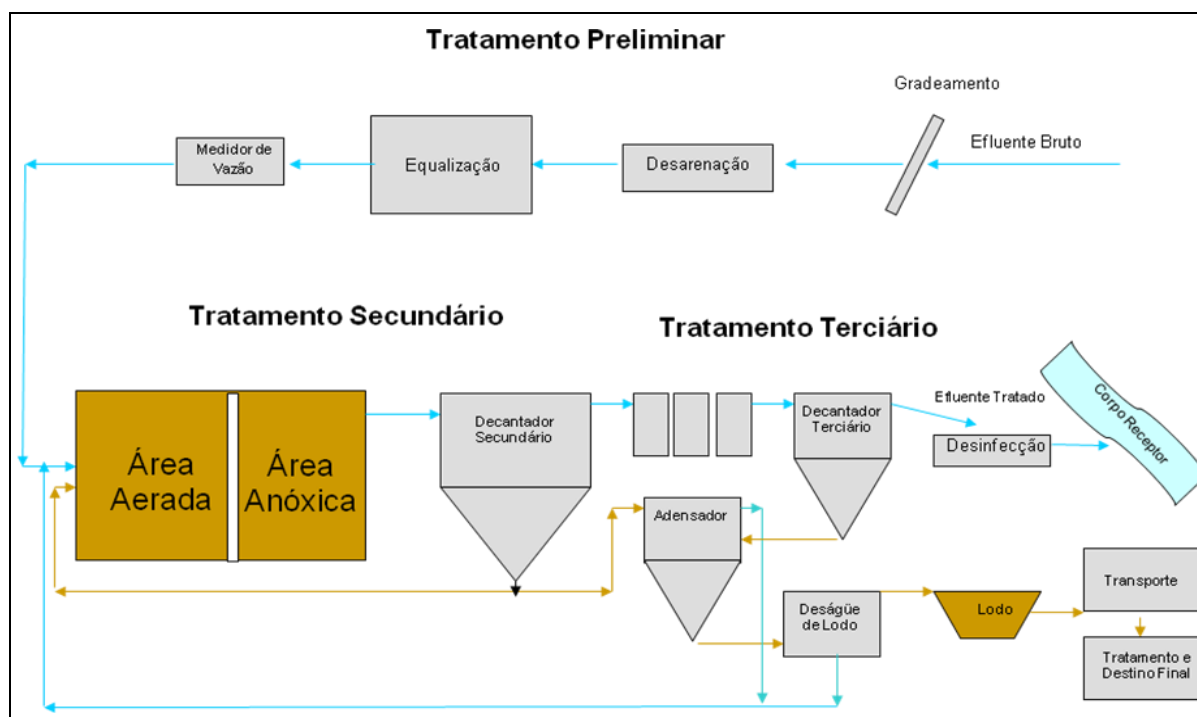


FIGURA 23 – FLUXOGRAMA DO TRATAMENTO DE EFLUENTES DA CTRB
FONTE: O autor (2010)

Depois de equalizado, o efluente é transferido para a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE). O efluente equalizado que chega a ETE recebe tratamento biológico em reator aerado e tratamento biológico em reator anóxico (Secundário) e tratamento físico químico (Terciário). Após estas etapas, o efluente então tratado, é descartado diretamente no Rio Massaranduba.

O tratamento biológico, mostrado na Figura 24, se dá por meio de processo convencional de lodos ativados, composto por uma unidade aerada (reator aerado) e uma unidade de desnitrificação (reator anóxico). A etapa biológica aerada é responsável pela degradação da matéria orgânica e pela nitrificação. A nitrificação é

o processo no qual nitrogênio orgânico é convertido, por meio de microorganismos, à nitrito e posteriormente a nitrato. Nesta etapa é adicionado corretor de pH para garantir a alcalinidade necessária à nitrificação e também carvão ativado em pó com o objetivo de adsorver compostos de difícil remoção, como compostos orgânicos adsorvíveis (AOX), e melhorar a qualidade do floco biológico.



FIGURA 24 – ETAPAS DE TRATAMENTO DOS EFLUENTES
FONTE: O autor (2009)

A etapa anóxica é responsável por converter o nitrato, resultante da etapa anterior, a nitrogênio na forma gasosa, liberando assim, o efluente do composto nitrogenado, o qual poderia vir a causar eutrofização no corpo de água receptor. O nitrogênio gasoso, por sua vez, é liberado para atmosfera e nela nada interfere, pois o ar que respiramos é constituído de aproximadamente 79% desta molécula (METCALF & EDDY, 2003, tradução nossa).

Na seqüência da etapa anóxica, o efluente é transferido para uma unidade de separação de sólidos por decantação. Nesta etapa, boa parte do lodo retorna ao reator biológico aerado para dar continuidade à degradação e outra parte menor é descartada. O efluente resultante segue para tratamento físico-químico.

O tratamento físico-químico é composto pelas etapas de correção de pH, coagulação, floculação e decantação. A correção de pH é feita pela adição de uma suspensão de cal ao efluente resultante da etapa de tratamento biológico. Em seguida, o efluente recebe a adição de sulfato de alumínio, como coagulante, iniciando a formação dos flocos. A mistura coagulada recebe então, um polieletrólito aniônico, o qual aumenta o tamanho dos flocos, formados na etapa anterior, facilitando sua decantação e separação destes do efluente tratado.

No decantador, o lodo é separado do efluente e segue para adensamento e tratamento. Todos os lodos gerados na ETE são desaguados em Sistema de Deságüe (Conti-Press) ou Bag e posteriormente encaminhados para tratamento na USL e disposição no aterro.

O efluente resultante, por sua vez, segue para o corpo de água receptor. A Figura 24 mostrada acima apresenta a vista parcial da ETE com suas etapas de tratamento.

3.1.2.4 Monitoramento

Na CTRB são efetuados diariamente ensaios de rotina para controle operacional da ETE e do processo de solidificação. O restante dos ensaios, inclusive os de monitoramento são efetuados pelos laboratórios do SENAI/LANAE – Centro Ambiental, ORGÂNICA – Laboratório de Análises Químicas Ltda, UMWELT Biotecnologia Ambiental Ltda., VORNES Serviços de Usinagem Ltda. e outros laboratórios de credibilidade.

O Monitoramento Ambiental envolve 12 pontos num raio de aproximadamente 8km ao entorno da CTRB, que seguem parâmetros e periodicidade conforme instituído no Plano de Monitoramento elaborado para tal finalidade, garantindo o controle das águas superficiais e subterrâneas.

O monitoramento é realizado de modo a verificar principalmente parâmetros que são característicos do efluente de aterro e que seriam facilmente identificados no caso de uma contaminação. Por este motivo estes parâmetros são freqüentemente chamados de traçadores.

3.2 VISITAS TÉCNICAS A ATERROS NA ALEMANHA

Foram previstas visitas técnicas a aterros na Alemanha com o objetivo de verificar os aspectos técnicos e econômicos da operação de um sistema de tratamento de lixiviados que utiliza membranofiltração associada ao processo de degradação biológica, o MBR. A visita a Alemanha foi possível mediante o intercâmbio promovido entre a Universidade Federal do Paraná, Senai-PR e Universität Stuttgart com bolsa de estudos fornecida pelo DAAD.

As unidades escolhidas para visita utilizam a tecnologia de membranofiltração da empresa Wehrle Umwelt GmbH. Esta tecnologia é aplicada no tratamento de águas residuais de alta carga, como os lixiviados de aterro e outras águas residuais. Biologia de alta carga com separação da biomassa por membranas de ultrafiltração é empregada nos processos de tratamento destas estações. As estações visitadas ficam nas localidades de Backnang e Winnenden, municipalidades próximas à Stuttgart. Ambas possuem configurações muito parecidas e, sendo assim, será relatada neste estudo, apenas uma das visitas: a da estação instalada em Winnenden. A estação de Winnenden está situada no Aterro Eichholz, cuja localização física pode ser vista na Figura 25.

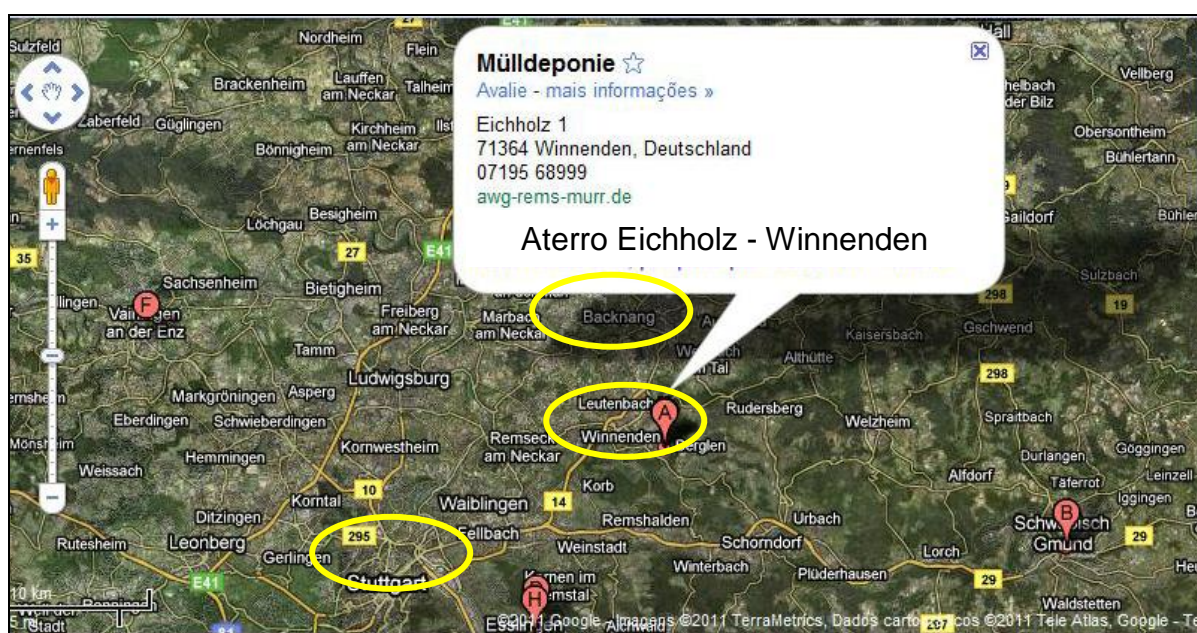


FIGURA 25 – LOCALIZAÇÃO FÍSICA DO ATERRO EICHHOLZ
FONTE: Google Maps (2011)

3.3 IMPLANTAÇÃO DE PLANTA PILOTO COM MEMBRANA

Em Fevereiro de 2010, foi montada uma planta piloto, composto de unidade de Ultrafiltração, incorporado ao reator biológico da estação de tratamento de efluentes de propriedade da empresa Momento Engenharia Ambiental Ltda, localizada na Central de Tratamento de Resíduos Industriais em Blumenau-SC.

Para concretização deste passo, foi estabelecida, em setembro de 2009, uma parceria entre a empresa Neotex Consultoria Ambiental e Momento Engenharia Ambiental Ltda., para a avaliação da utilização do sistema de separação de sólidos por membranas, representado pela mesma.

Após analisar dados do efluente resultante do tratamento biológico da CTRB a Neotex indicou o uso de membrana de ultrafiltração no teste piloto, como forma de atingir as melhorias esperadas.

A planta piloto simulou então a atuação do sistema de ultrafiltração por membrana VRM – vacuum Rotation Membrane, providenciada pela empresa Neotex e fabricada pela empresa Huber SE, empresa especialista em tratamento de água, efluentes e resíduos, com sede em Berching, na Alemanha (HUBER, 2010, tradução nossa).

O encontro entre as empresas Neotex e Huber, acima apresentadas possibilitou o estabelecimento de uma parceria a qual trouxe a nova tecnologia e o conhecimento necessário para testar a possibilidade de melhorar o tratamento dos efluentes do aterro. A planta piloto foi enviada ao Brasil pela Huber e direcionada à Momento Ambiental, pela Neotex, chegando no início de 2010. Sob a orientação da Neotex, foram, a partir de então, seguidos todos os passos de montagem e operação do sistema.

A planta piloto com membranas utilizado possui 5 membranas do tipo plana, montadas em módulo submersível suportado por um gabinete em aço inoxidável como pode ser visto na Figura 26.

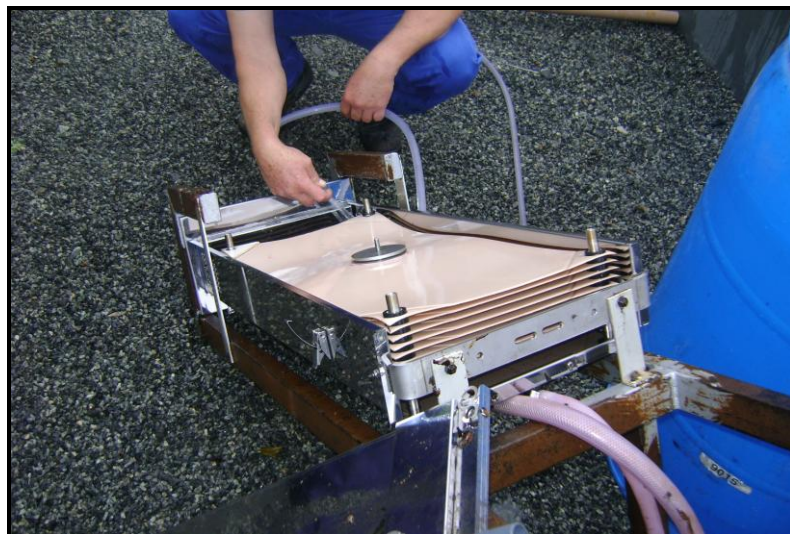


FIGURA 26 – SISTEMA DE SUPORTE DAS MEMBRANAS
FONTE: O autor (2010)

A membrana utilizada foi a MCB (Membrane Clear Box), a base de Polietersulfona (PES), com previsão de atender a vazão prevista de até 1m³/dia (capacidade 24,5 a 38,5 L/h). Cada membrana possui dimensões de 710 mm x 320 mm, ou seja, 0,227m² de área por placa, perfazendo uma área total de filtração de 1,136m², cuja porosidade média é de 0,03μm e fluxo de 7 a 11Lmh. Ar é requerido para limpeza mecânica das placas, numa vazão de até 2,0m³.

3.3.1 Montagem da planta piloto de membranas

O sistema foi instalado no interior do tanque de aeração de forma submersa e sustentado mediante um suporte fixo na lateral do tanque. Acoplado ao sistema foi instalado um painel de comando elétrico o qual proporciona a visualização de alguns dos parâmetros de controle, que são a vazão, a pressão e a quantidade de ar comprimido injetada. Na Figura 27 é possível ver o sistema instalado e no detalhe o ponto de coleta do permeado (efluente tratado).



FIGURA 27 – SUPORTE DAS MEMBRANAS
FONTE: O autor (2010)

No ponto em que foi instalada, a planta piloto, recebe uma pequena parcela do efluente oriundo do tratamento biológico por lodos ativados.

A vazão de alimentação foi calculada de acordo com a capacidade nominal de filtração das placas instaladas e controlada para manter-se em média em 38L/h. Esta alimentação é realizada por meio de uma bomba com potência de 0,36CV.

Instalado desta forma, o sistema simula a substituição da ação de separação de sólidos realizada pelo sistema de decantação por gravidade lá existente e também do sistema de tratamento físico-químico, utilizado atualmente para polimento final do efluente.

3.3.2 Objetivo do teste piloto

Os ensaios visam confirmar a eficiência projetada e dimensionar os benefícios técnicos, ambientais e econômicos a serem obtidos com a aplicação da tecnologia de membranas e possível simplificação do sistema de tratamento atual da estação de modo a substituir a etapa terciária de tratamento.

3.3.3 Princípio de funcionamento da planta piloto

De acordo com as informações obtidas da Neotex (2009), o processo VRM (Vacuum Rotation Membrane) caracteriza-se pela combinação do tratamento biológico, no qual bactérias e outros microorganismos degradam rapidamente a matéria orgânica, e das membranas de ultrafiltração submersas, as quais promovem a separação com alta eficiência dos sólidos (partículas, bactérias, vírus, etc.) e do líquido tratado, que sai livre destes contaminantes.

Na aplicação definitiva, a unidade inteira do VRM é integrada a uma estrutura suporte e totalmente imersa no tanque de aeração ou em um tanque separado exclusivo para filtração. O sistema consiste num eixo rotativo sobre o qual 6 ou 8 módulos de membranas são instalados.

O efluente é succionado através das membranas devido à diferença de pressão transmembrana, e em seguida, é descartado através da tubulação de coleta do permeado.

Para evitar o acúmulo de sólidos e conseqüentemente, a formação de uma camada de destes sobre a membrana, o que resultaria em diminuição da eficiência de filtração, o equipamento conta com um sistema de injeção de ar comprimido que promove a limpeza contínua das membranas (NEOTEX, 2009).

3.3.4 Manutenção do sistema

O teste exige acompanhamento para verificar as condições de operação, como checagem de vazão, pressão e entrada de ar comprimido e, para coleta de amostras dos efluentes de entrada e saída do sistema para posterior determinação da eficiência do processo.

Limpeza química também foi prevista com o objetivo de desobstruir as membranas no caso de um eventual entupimento dos poros. O procedimento de limpeza, sob orientação obtida da Neotex, é realizado conforme descrito no Anexo 01.

3.3.5 Monitoramento do sistema

As análises laboratoriais para monitoramento do sistema foram realizadas na empresa Umwelt Biotecnologia Ambiental de Blumenau-SC. A empresa atua no ramo de meio ambiente há mais de 14 anos e possui certificação pelo sistema ISO 17025 com parâmetros reconhecidos para os ensaios de toxicidade aguda com *Vibrio Fischeri* e *Daphnia Magna*.

Os ensaios e análises foram realizados em conformidade com as normas ABNT NBR 12713:2009 e ABNT NBR 15411-3:2006, para os ensaios de ecotoxicidade aguda com *Daphnia magna* e *Vibrio fischeri*, respectivamente, e segundo procedimentos do *Standard Methods for the Examination of Water Wastewater. 21st edition, 2005*, para os parâmetros físico-químicos.

Os principais ensaios e análises são explicados a seguir segundo dados fornecidos pela empresa Umwelt Biotecnologia Ambiental (2010):

3.3.5.1 Bioensaio de Toxicidade Aguda com *Daphnia magna*

Ensaio realizado segundo a ABNT NBR 12713:2009 e procedimento interno da empresa Umwelt, PR-EC-002. Ensaio reconhecido segundo a ISO 17025 nos anos de 2008, 2009 e 2010 pela RMRS.

Cada ensaio é realizado a partir de uma duplicata de cada diluição de amostra. Também procedimentos de cultivo do bioindicador, PR-EC-006, e de controle de sensibilidade, PR-EC-014, todos de acordo com a Norma ABNT. Não são considerados representativos até 10% de indivíduos com alterações de motilidade, faixa também determinada pela Norma. O FT gerado é a primeira diluição não-tóxica da amostra, ou seja, a primeira diluição em que não se observa efeito em mais de 10% dos indivíduos.

3.3.5.2 Bioensaio de Toxicidade Aguda com *Vibrio fischeri*

Ensaio realizado segundo a ABNT NBR 15411-3:2006 e procedimento interno da empresa Umwelt, PR-EC-004. Ensaio reconhecido segundo a ISO 17025 nos anos de 2008, 2009 e 2010 pela RMRS. Outros procedimentos internos relacionados são PR-EC-015: Uso do *software* LUMISsoft-4.

O controle de sensibilidade do bioindicador é realizado a partir do procedimento interno PR-EC-003, também de acordo com a Norma ABNT. Os dados são inseridos e os resultados gerados estatisticamente pelo *software* LUMISsoft-4.

Os resultados são aceitos se a diferença de valores entre a duplicata não passar de 3% e o fator de correção gerado pelo *software* ficar entre 0,6 e 1,8 - para um tempo de contato (t) de 30 min. Significa que no controle, o bioindicador não pode ter aumento ou diminuição de luminescência superior/inferior a estes limites para o fator.

As condições de aceitação dos resultados do ensaio atendem à Norma ISO/DIN 11348, de acordo com a qual o *software* funciona.

Determinação de CE20 e CE50 (Concentrações efetivas da amostra inibidora de 20 e 50% da luminescência do organismo indicador). Também pelo mesmo *software*. O gráfico para obtenção dos resultados contém apenas valores de inibição que correspondem a níveis contidos entre 10% e 90%. *Obs.1: Ambos os bioensaios usam diluições geométricas das amostras*

3.3.5.3 Parâmetros físico-químicos

Testes em cubetas da Dr. Lange foram utilizados para as análises físico-químicas. Os referidos testes, nada mais são do que os procedimentos do *Standard Methods (SMEWW)* – onde os reagentes são iguais ou quimicamente similares e a sequência de métodos são os mesmos. Contudo, ao invés de “várias bancadas de vidraria e reagentes”, são necessárias algumas caixinhas contendo os reativos preparados por empresa especializada. Desta forma, erros de preparo de reagentes são quase sempre descartados.

A lista de análises físico-químicas realizadas encontra-se apresentada no Quadro 5 a seguir.

| Análise | Método | Padrão |
|---|---|--------------------------|
| Cor Aparente, expressa em Pt/Co | Fotometria. Fotômetro Cadas Dr. Lange, comprimento de onda λ 455 nm | SMEWW 2120. C-1 |
| Turbidez (T), expressa em NTU | Método Nefelométrico. Turbidímetro Hach 2100P. | SMEWW 2130 B |
| Demanda Química de Oxigênio (DQO) expressa em mg/L | Tubo fechado. Oxidação com dicromato. Método Colorimétrico. Cubetas Dr. Lange | SMEWW 5220 A |
| Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) expressa em mg/L | Respirometria com revelação e quantificação fotométrica. Colorimetria: Cubetas Dr. Lange. | SMEWW 5210 B/6b |
| Fósforo Total (PT), expresso em mg/L | Colorimetria. Cubetas Dr. Lange. | SMEWW 4500-P A; 4500-P C |
| Sólidos Suspensos Totais (SST), expresso em mg/L | Filtração com Whatmann GF/A, seco a 105°C | SMEWW 2540 D |

QUADRO 5 – ENSAIOS FÍSICO QUÍMICOS E METODOLOGIA
FONTE: Umwelt (2010)

3.3.5.4 Coleta e Amostragem

A amostragem foi planejada conforme apresentado no Quadro 6. A escolha dos parâmetros a serem monitorados foi feita levando em consideração as melhorias previstas nas condições de lançamento do efluente. Já a escolha dos pontos a serem monitorados foi baseada na possível substituição dos sistemas de decantação secundária e tratamento físico-químico.

O Plano de Monitoramento teve abrangência nos seguintes pontos de monitoramento:

| Ponto Monitorado | Etapas do tratamento | Descrição |
|------------------|----------------------------|-------------|
| Ponto 01 | Equalização | Entrada |
| Ponto 02 | Biológico Aerado + UF | UF |
| Ponto 03 | Biológico Aerado | Bio Aerado |
| Ponto 05 | Biológico Aerado e Anóxico | Bio Anóxico |
| Ponto 06 | Biológico e Físico Químico | FQ |

QUADRO 6 – IDENTIFICAÇÃO DOS PONTOS DE MONITORAMENTO

FONTE: O autor (2010)

As amostras foram coletadas segundo a periodicidade estabelecida no Quadro 7, e encaminhadas à empresa Umwelt, para análise e ensaios. Para esta etapa foram seguidas as orientações previstas no Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Água (CETESB, 1987) e orientações da empresa Umwelt para os ensaios de toxicidade.

| Parâmetros | Ponto 01 | Ponto 02 | Ponto 03 | Ponto 05 | Ponto 06 | Reator aerado | Equipamento membranas |
|-----------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|---------------|-----------------------|
| Pressão (kgf/cm ²) | | | | | | | 1 x D |
| Vazão (L/h) | | | | | | | 1 x D |
| Consumo de energia (KWh) | | | | | | | 1 x D |
| Tempo de operação (h) | | | | | | | 1 x D |
| Ar comprimido (m ³ ar) | | | | | | | 1 x D |
| Cor aparente (PtCo) | 2 X S | 2 X S | | 2 X S | 2 X S | | |
| DBO ₅ (mg/L) | 1 X S | 1 X S | | 1 X S | 1 X S | | |
| DQO (mg/L) | 1 x D | 1 x D | 1 x D | 1 x D | 1 x D | | |
| Fósforo total (mg/L) | 1 X S | 1 X S | 1 X S | 1 X S | 1 X S | | |
| Oxigênio dissolvido (mg/L) | | | | | | 1 x D | |
| SST (mg/L) | 2 X S | 2 X S | | 2 X S | 2 X S | 2 X S | |
| Toxicidade (VF e DM) | 1 X S | 1 X S | | 1 X S | 1 X S | | |
| Turbidez (NTU) | 1 x D | 1 x D | | 1 x D | 1 x D | | |

QUADRO 7 – PLANO DE MONITORAMENTO E AMOSTRAGEM

FONTE: O autor (2010)

A localização esquemática dos pontos monitorados está representada na Figura 28, onde pode se observar também o caminho percorrido pelo efluente no atual processo de tratamento.

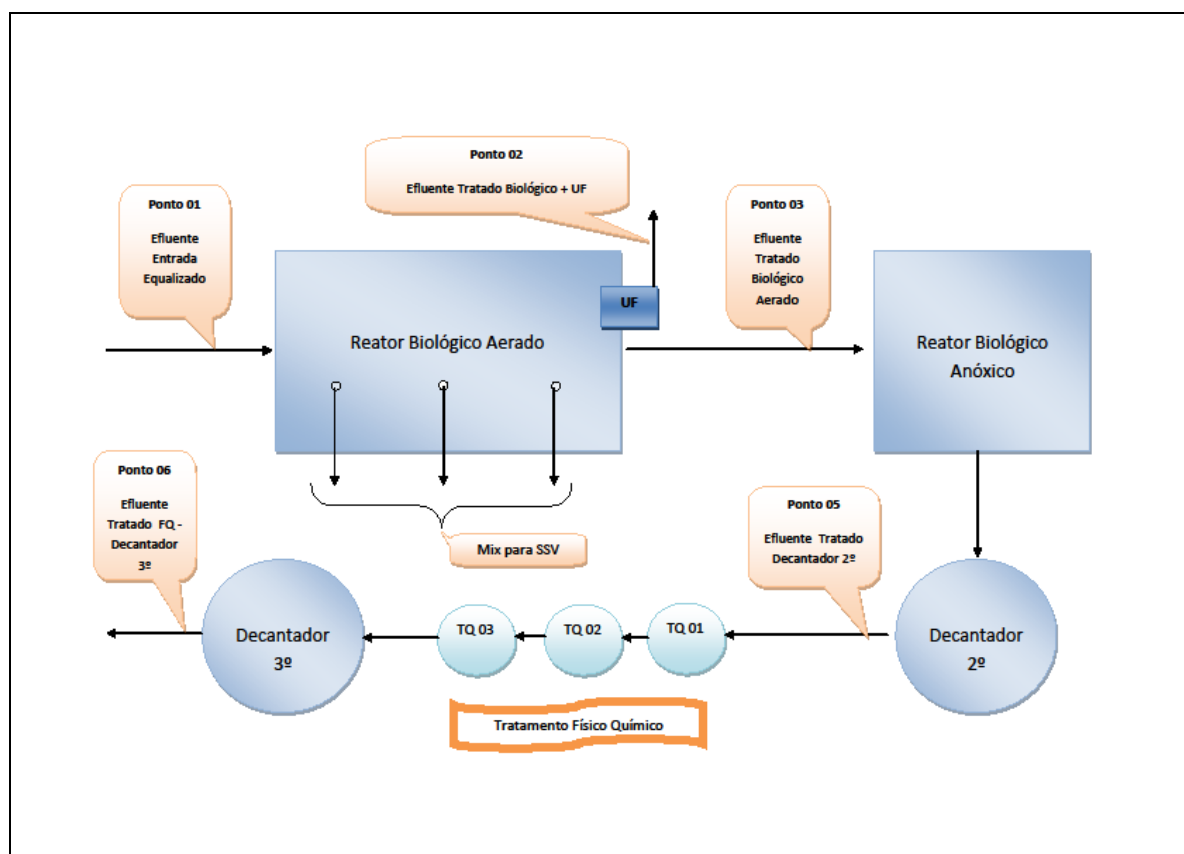


FIGURA 28 – ESQUEMA DE COLETA PARA ACOMPANHAMENTO DO MBR
FONTE: O autor (2010)

O efluente equalizado passa primeiro por um tratamento biológico em reator aerado e na seqüência por um tratamento biológico em reator anóxico. Nestas etapas é degradada a maior parte da matéria orgânica e compostos nitrogenados, por processo de oxidação biológica, além de outras degradações que ocorrem simultaneamente.

Depois disto, o efluente segue para o decantador secundário, onde há a separação da biomassa e retorno desta ao reator biológico aerado. O efluente resultante passa então por um tratamento físico-químico, no qual são removidas por coagulação-precipitação e sedimentação, as demais impurezas não degradadas nos

processos anteriores. A sedimentação e separação de sólidos ocorrem no decantador terciário.

O sistema ultra-filtrante foi instalado no Ponto 02, de modo estratégico permitindo medir a equivalência deste frente aos processos de decantação secundária e tratamento físico-químico.

3.3.6 Apropriação de custos do processo testado

Os custos do processo foram apropriados separadamente, ou seja, custos do processo biológico e físico-químico de tratamento e custos adicionais do processo com sistema de membranofiltração, de modo a permitir a comparação dos custos do processo testado com os custos do atual processo de tratamento. Os valores apropriados se referem à mão-de-obra, insumos, limpeza, manutenção, tratamento do lodo e energia elétrica. Para o cálculo da energia elétrica utilizada, visto se tratar de uma planta piloto e, portanto, uma unidade de pequeno porte, não foi acoplado medidor específico e sim, estimado consumo de acordo com a potência instalada.

3.3.7 Critério utilizado para avaliar os dados

Os dados foram analisados levando-se em consideração critérios ambientais, técnicos, econômicos e legais.

Em virtude da pequena amostragem de dados obtidos, não foi possível fazer uma avaliação mais profunda dos dados. Sendo assim, somente foi possível verificar as relações existentes entre as variáveis, através da regressão linear e da correlação.

A análise de regressão é utilizada principalmente com o objetivo de prever o valor de uma variável. Esta análise tem o propósito de desenvolver um modelo estatístico, sob a forma de uma equação, denominada equação da regressão, que

prediz o valor de uma variável dependente, com base nos valores de pelo menos uma variável independente ou explicativa.

Esta análise pode ser Simples ou Múltipla. A Simples diz respeito à predição de uma variável Y (dependente) por uma única variável X (independente). Já a Múltipla se utiliza de mais variáveis X para prever a variável Y.

A correlação, ao contrário da regressão, é utilizada para medir o grau de relacionamento entre as variáveis numéricas.

Neste teste o objetivo não é utilizar uma variável para prever outra, mas para medir a força da associação ou covariação que existe entre duas variáveis numéricas.

3.4 APLICAÇÃO DO SISTEMA DE MEMBRANAS EM SUBSTITUIÇÃO DA DECANTAÇÃO SECUNDÁRIA E TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO

A amostragem foi planejada de modo a permitir a avaliação do sistema de membranas como substituto das etapas de separação de sólidos por decantação secundária e etapa de polimento com processo físico-químico, utilizadas atualmente na estação de tratamento da CTRB.

O decantador secundário, da estação da CTRB, recebe o efluente do processo de tratamento biológico, após etapas, aerada e anóxica, e permite a separação dos sólidos de modo que o sobrenadante siga para o tratamento físico-químico e os sólidos sejam recirculados para o reator biológico aerado.

Um dos maiores problemas enfrentados neste tipo de sistema por decantação é o arraste de sólidos. Altos valores de IVL e problemas operacionais normalmente causam este tipo de transtorno, que só é contornado mediante ações preventivas nas etapas anteriores, ou ações corretivas de sedimentação destas partículas na etapa de tratamento físico-químico.

O tratamento físico-químico, instalado como etapa terciária de tratamento, tem por objetivo, o “polimento final” do efluente, de modo a remover sólidos e outros compostos removíveis por precipitação e que não foram removidos no processo biológico anterior. Também remove residuais de nutrientes como o fósforo.

A metodologia empregada para avaliar a equivalência do sistema testado com os sistemas atualmente empregados é a comparação principalmente de eficiência e custos dos processos, permitindo empregar aquele que atenda melhor às obrigações legais, adequando-se ao orçamento da empresa e sem onerar o processo.

3.5 CRITÉRIOS UTILIZADOS NA AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS EM PLANTA PILOTO

Dos critérios utilizados para avaliar a aplicação de uma tecnologia, os mais relevantes e aplicáveis ao sistema testado na CTRB, foram selecionados para direcionar a conclusão dos trabalhos, sendo eles:

- a) Critérios ambientais: eficiência do processo de remoção de poluentes e preferência por tecnologias limpas;
- b) Critérios Técnicos: facilidade de operação, manutenção e limpeza, disponibilidade de peças de reposição e assistência técnica viável;
- c) Critérios Econômicos: custos de implantação e operação, incluindo custos com limpeza e manutenção;
- d) Critérios Legais: atendimento à legislação;

3.6 UTILIZAÇÃO DO SISTEMA MBR NO BRASIL EM COMPARAÇÃO COM O USO NA ALEMANHA

A comparação entre a aplicação do sistema no Brasil e na Alemanha foi planejada de modo a levar em consideração as condições ambientais, técnicas, econômicas e legais de ambos os países. Em termos gerais, os fatores analisados

que servem de orientação na avaliação da aplicabilidade da técnica, são os seguintes:

a) Estrutura e meio ambiente

No campo ambiental, os fatores levados em consideração para comparação entre os dois países foram, a educação ambiental, o domínio das técnicas de tratamento de resíduos, a formação profissional neste sentido e as condições de saneamento básico de ambos.

b) Desenvolvimento de Novas Tecnologias

Para avaliar este item, foram levados em consideração os seguintes aspectos na área ambiental: acesso a novas tecnologias, programas de incentivo ao desenvolvimento de novas tecnologias e produção nacional destas tecnologias.

c) Aspectos econômicos

A situação econômica de cada país e, principalmente o índice de crescimento, serviram de base para avaliar a aplicação do sistema MBR no Brasil, por este critério.

d) Aspectos legais

Com relação aos aspectos legais, planejou-se comparar de modo geral a legislação dos dois países, ou seja, observar as diretrizes para o descarte de efluentes e confrontar os resultados dos parâmetros monitorados no teste piloto, DQO, Cor, Turbidez e Toxicidade, com os valores previstos na legislação.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo serão abordados os resultados obtidos em cada uma das etapas propostas no Capítulo 3 – Materiais e Métodos. Primeiramente serão apresentadas as informações relevantes coletadas na visita técnica à estação de tratamento de efluente de aterro por processo de membranas. Na sequência serão abordados os resultados dos ensaios físico-químicos e ecotoxicológicos realizados no teste piloto, bem como os custos associados ao processo testado e processo atual, a fim de subsidiar a decisão de substituição, dos sistemas de decantação secundário e tratamento físico-químico, pelo processo de membranas. Em seguida será apresentada a avaliação dos resultados alcançados na etapa anterior, segundo critérios ambientais, técnicos, econômicos e legais. Com base nesta avaliação, é demonstrada a possibilidade de substituição do sistema atual de tratamento, sistema de decantação secundário e sistema físico-químico, pelo processo de separação por membranas. E como ultima etapa, são apresentadas as facilidades e dificuldades de se implantar este sistema no Brasil, em comparação à sua aplicação na Alemanha.

4.1 INFORMAÇÕES COLETADAS NA VISITA TÉCNICA AO ATERRO DE EICHHOLZ, NA ALEMANHA

Em visita técnica a dois aterros na Alemanha, pôde-se constatar a eficiência, praticidade e a aplicabilidade do sistema.

O aterro visitado possui ainda movimentação de resíduos para tratamento e também para disposição. Este último em menor escala. A geração de lixiviado da unidade é devida a deposições antigas e ainda é bastante significativa, com previsão de permanecer ativa por um longo período, necessitando do tratamento ali implantado.

A estação de tratamento dos líquidos lixiviados gerados no aterro opera em média a 10 m³/h, obtendo resultados de redução de DQO na ordem de 92%, DBO na ordem de 96%, Nitrogênio na ordem de 93% e AOX na ordem de 75%.

Para atingir este objetivo, estão presentes no sistema as etapas de equalização, tratamento biológico com etapas de desnitrificação e nitrificação visando a remoção de carga orgânica e nitrogênio, e membranofiltração com membranas de ultrafiltração e nanofiltração, mostradas na Figura 29.

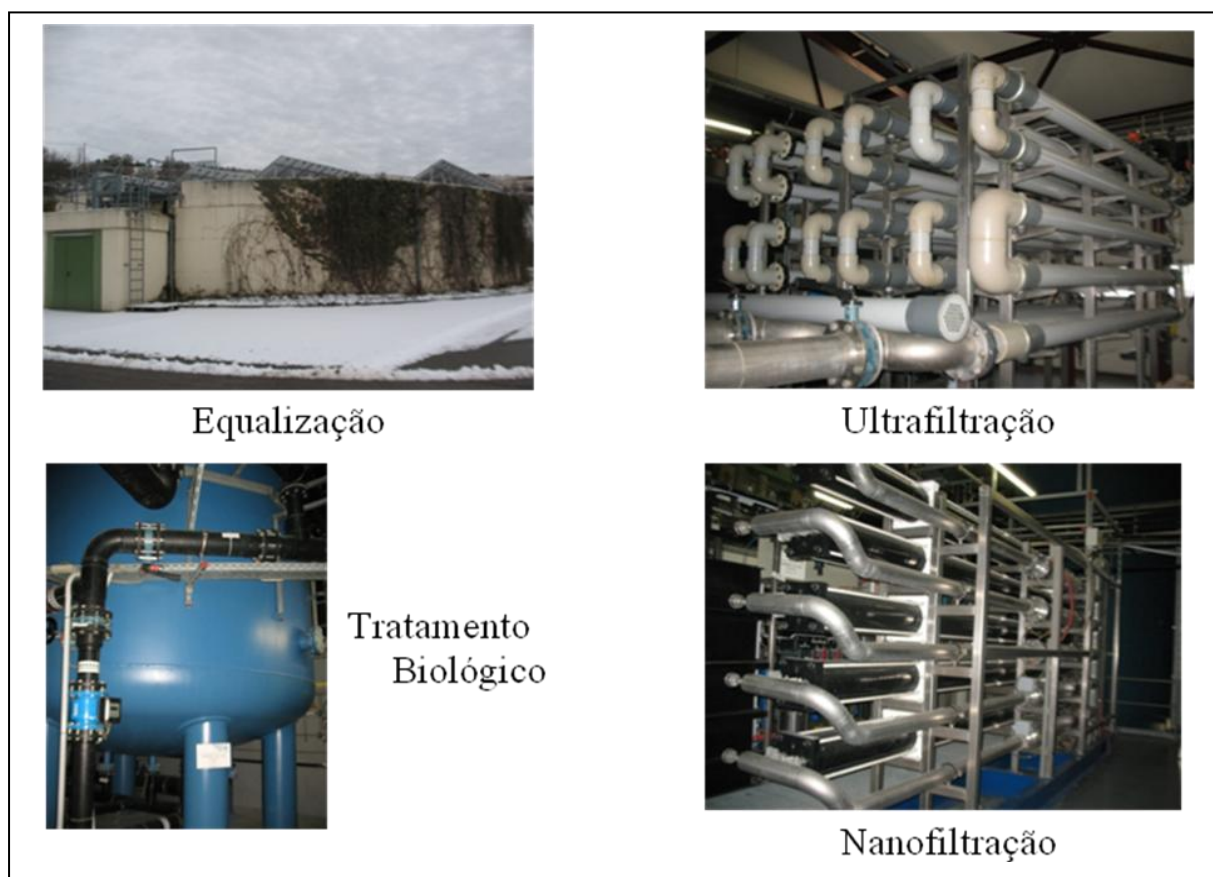


FIGURA 29 – ETAPAS DO TRATAMENTO NA ESTAÇÃO DO ATERRO DE EICHHOLZ
FONTE: O autor (2011)

O tanque de equalização é fechado para evitar saída de odores e gases e também para facilitar operação no inverno. A estrutura da Ultrafiltração é compacta, montada em módulos, facilitando inspeções e manutenções. No caso da Nanofiltração a estrutura é metálica devido às altas pressões de operação necessárias para permitir a passagem do efluente pelas membranas.

A Figura 30 mostra a vista parcial da estação de tratamento instalada no aterro, evidenciando a sua estrutura compacta e discreta, sendo esta uma das vantagens identificadas neste sistema.



FIGURA 30 – VISTA PARCIAL DA ETE EICHHOLZ
FONTE: O autor (2009)

As etapas biológicas estão associadas ao processo de membranofiltração, na forma de MBR e juntas são responsáveis pelos bons resultados obtidos. A estação conta ainda com uma última etapa no processo que é a adsorção em carvão ativado a qual serve de polimento final.

A etapa mencionada é utilizada quando se faz necessário ou para atenuar os custos da etapa de nanofiltração, ou seja, o efluente passa em parte pela nanofiltração e em parte pela coluna de carvão ativado. Ao final as duas correntes de efluentes são misturadas e formam o efluente final que será descartado para a rede coletora de esgotos. Assim consegue-se um equilíbrio entre a ótima qualidade do efluente obtido na nanofiltração a custos elevados e o efluente de qualidade e custos um pouco inferior obtido na etapa de carvão ativado.

Durante a visita foram observados, principalmente os aspectos referentes a forma de operação, resultados obtidos e manutenção necessária, associados ao sistema MBR.

Os valores de referência de projeto da unidade visitada encontram-se detalhados no Quadro 8. Nele também são apresentados os padrões de lançamento, ou seja, as concentrações de saída que o efluente deverá atender antes de ser descartado.

| | | |
|------------------------------|----------------------------|--------------|
| Lixiviado do Aterro | Geração Anual | 50000 m³/a |
| | Max. Rendimento do sistema | 10,5 m³/h |
| Concentrações de Alimentação | DQO | 2500 mg/L |
| | DBO ₅ | 500 mg/L |
| | Total-N | 1000 mg/L |
| | AOX | 2,0 mg/L |
| Concentrações de Saída | DQO | 200 mg/L |
| | DBO ₅ | 20 mg/L |
| | Total-N | 70 mg/L |
| | Fósforo Total | 3 mg/L |
| | AOX | 0,5 mg/L |
| | Toxicidade Daphnia Magna | 4 un. |
| Armazenamento de Chorume | Capacidade | 2000 m³ |
| Reatores Biológicos | Capacidade | 5 x 92 m³ |
| | Pressão de Operação | 1,5 bar |
| Armazenamento Permeado | Capacidade | 95 m³ |
| Ultrafiltração | | |
| Armazenamento de Lodos | Capacidade | 90 m³ |
| Ultrafiltração | Área de Membranas | 2 x 40 m² |
| | | 1 x 53 m² |
| Nanofiltração | Área de Membranas | 5 x 100 m² |
| Adsorção por Carvão Ativado | Capacidade | 3 x 16 m³ |
| Estação de Produção de Ar | Fluxo | 1 x 360 m³/h |
| | | 1 x 430 m³/h |
| | | 1 x 642 m³/h |
| Refrigerador de Lodos | Capacidade de Refrigeração | 330 kW |
| Refrigerador de Dreno | Capacidade de Refrigeração | 110W |

QUADRO 8 – PROCESSO MBR ATERRO EICHHOLZ – DADOS DE PROJETO

FONTE: Wehrle Werk AG - Deponie "Eichholz" bei Winnenden - Energie – und Umwelttechnik – Auftraggeber Abfallwirtschaftsgesellschaft des Rems-Murr-Kreises mbH, tradução nossa (2009)

A unidade visitada prepara o efluente para descarte em rede de coleta com destino à central de tratamento municipal de efluentes, não sendo utilizado o descarte direto de efluente ao corpo de água receptor.

O efluente resultante da estação pelo processo MBR atende totalmente ao preconizado na legislação vigente na municipalidade no qual o aterro está inserido. Se o mesmo tipo de estrutura fosse instalado no Brasil, seria, em minha opinião, uma das melhores unidades de tratamento de efluente de aterro aqui existentes.

O sistema é de fácil operação e manutenção. O fato das membranas estarem instaladas externamente ao reator biológico facilita o controle de entupimentos e a substituição das membranas, bem como a realização das limpezas necessárias.

Em cada módulo existem válvulas de inspeção que permitem a coleta do filtrado para verificação da condição naquele ponto. A Figura 31 mostra o detalhe

(torneiras de coloração laranja) dos pontos de inspeção localizados no sistema de ultrafiltração.



Ponto de
Inspeção

FIGURA 31 – PONTO DE INSPEÇÃO NO SISTEMA UF
FONTE: O autor (2009)

O processo testado na CTRB utilizou membranas posicionadas internamente ao reator biológico, situação tal que difere significativamente em relação ao processo encontrado nas estações visitadas.

A diferença principal entre os dois tipos de sistemas está no modo de manutenção de cada um e na pressão aplicada. O sistema interno é mais difícil de inspecionar, porém necessita de menor pressão e, portanto, consome menos energia. Já o módulo externo, facilita a manutenção, mas necessita de maior pressão aplicada para garantir a passagem do líquido de forma efetiva pelas membranas.

Segundo informações recebidas durante a visita, se bem operado, o sistema MBR, pode levar anos até necessitar da troca de membranas. Contudo, isto depende muito das condições de entrada do efluente, dos cuidados de limpeza das membranas e manutenções no sistema. O tempo médio estimado para a troca é de 5 anos.

Quanto aos custos, o tratamento do efluente no aterro de Eichholz, custa aproximadamente € 2,5/m³. Estão contabilizados neste valor todos os processos envolvidos.

4.2 RESULTADOS DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DA CTRB

4.2.1 Características do efluente da CTRB

A ETE da CTRB opera com eficiência relevante na remoção dos principais poluentes, como material orgânico e inorgânico, alcançando bons índices de remoção de DBO, Fenol, metais, entre outros. O tratamento biológico é altamente eficiente na remoção de matéria orgânica e nutrientes atingindo valores de até 98% de remoção de DBO e 80% de remoção de nitrogênio amoniacal.

O processo biológico anóxico utiliza parte do efluente da corrente de alimentação como fonte de carbono. Esta é uma alternativa prática e econômica, porém pode levar a problemas de má depuração caso a dosagem não seja bem calculada e aplicada.

De outro lado, o aterro classe 2, por sua configuração em célula aberta, gera efluente dependendo prioritariamente das condições de precipitação pluviométrica. Sendo assim, em determinadas épocas em que há estiagem a característica do efluente muda de modo a estar mais concentrado. Neste caso, o efluente concentra altas taxas de poluentes em pequenas vazões. O contrário é encontrado em períodos de fortes chuvas, onde a concentração de poluentes é baixa, porém distribuída em vazões relativamente maiores.

Além disto, o processo conta com estruturas de decantação por gravidade as quais não são tão eficientes na remoção de sólidos suspensos, e estes podem ser arrastados com o efluente tratado vindo a acumular-se no leito do rio.

Fatores como relatados acima tornam o tratamento do efluente dependente de um rigoroso controle operacional e de monitoramento freqüente para garantir a qualidade do efluente tratado.

O processo de tratamento de efluentes da CTRB é composto pelas etapas de tratamento biológico por lodos ativados e processo físico químico. Os resultados dos ensaios de acompanhamento das características físico-químicas mais relevantes para este estudo encontram-se apresentados no Quadro 9 a seguir e representam as médias dos valores lidos ao longo do ano de 2010.

| Parâmetro | Valor médio no efluente de entrada |
|-------------------------|------------------------------------|
| Cor Aparente (Pt/Co) | 4525 |
| DBO ₅ (mg/L) | 1023 |
| DQO (mg/L) | 2902 |
| Nitrogênio total (mg/L) | 765 |
| pH | 8,5 |
| Turbidez (FTU) | 436 |

QUADRO 9 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE DA CTRB
 FONTE: CTRB (2010)

A análise da relação DBO/DQO, resulta em média 0,35, com isto percebe-se que o efluente em questão se apresenta parcialmente biodegradável. Esta relação deve estar acima de 0,4 para que seja possível remover a maior parte das impurezas tratando biologicamente o efluente (VON SPERLING, 1997).

Dos componentes do efluente, as substâncias não dissolvidas são removidas no desarenador. As substâncias dissolvidas inorgânicas são removidas no tratamento físico-químico por precipitação/floculação. As substâncias orgânicas, biodegradáveis são removidas pelo processo biológico por lodos ativados. Já as substâncias orgânicas não biodegradáveis enquadram-se no estudo em questão e para a remoção destas são sugeridos processos biológicos associados ao processo de membranofiltração (MENZEL, 2009).

No caso da CTRB, embora o efluente tratado pelos processos biológico e físico-químico atenda ao preconizado na legislação para lançamento de efluentes, ainda apresenta um residual perceptível de cor conforme demonstrado na Figura 32.

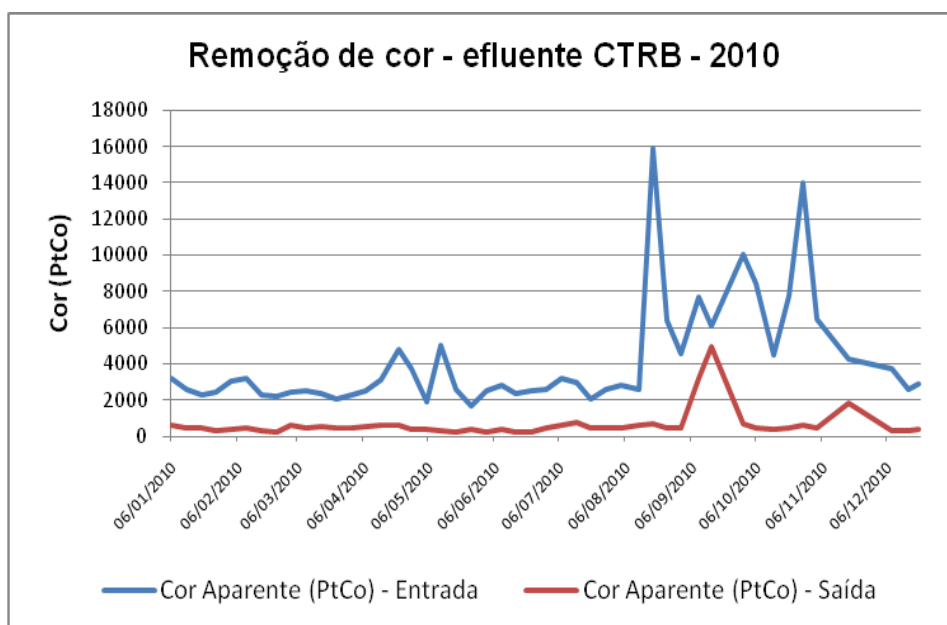


FIGURA 32 – COR DO EFLUENTE DA CTRB
 FONTE: O autor (2010)

Observando o gráfico anterior, pode-se verificar que a coloração depende, em parte, das características do efluente de entrada na ETE. As variações, impostas por este, normalmente se mantêm até o final do processo. Sendo assim, há grande probabilidade da coloração ser proveniente de substâncias não biodegradáveis, devendo estas então ser removidas, por processos físico-químicos ou avançados de tratamento.

O comportamento do parâmetro DQO investigado no efluente é similar ao que ocorre com o parâmetro cor, como pode ser visto na Figura 33. Neste caso, os valores médios de DQO, após depuração biológica do efluente encontram-se em faixas em torno de 800 mg/L, o que pode ser considerado alto quando comparado ao limite exigido em outros Estados brasileiros, como Minas Gerais, Rio de Janeiro e Paraná e também ao exigido na Europa.

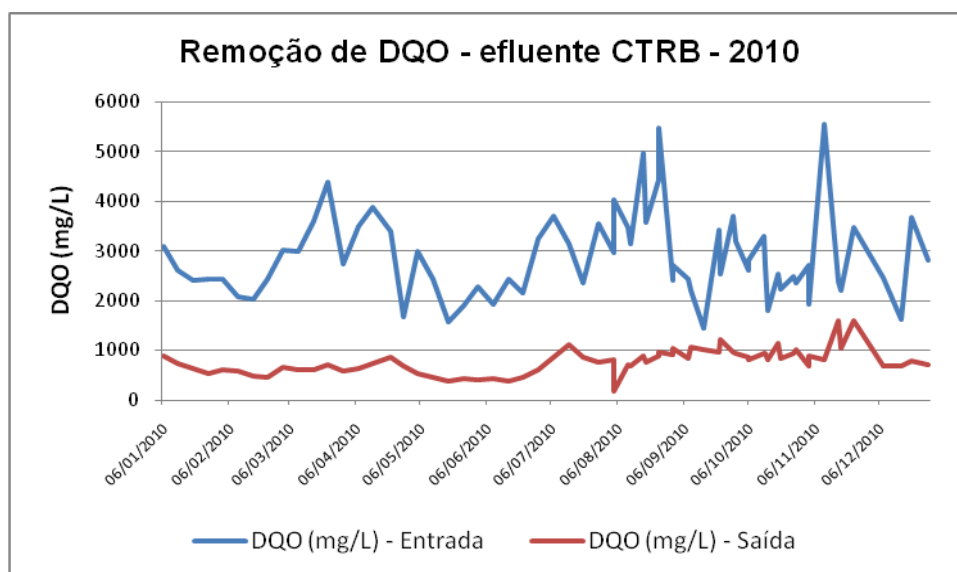


FIGURA 33 – DQO DO EFLUENTE DA CTRB
 FONTE: O autor (2009)

4.2.2. Custos de Operação da CTRB

A atual distribuição de custos do processo de tratamento da estação de tratamento de efluentes da CTRB é apresentada no Quadro 10 e representa valores médios mensais apontados no ano de 2010.

A composição foi realizada com base nas seguintes etapas: Processo biológico aerado, processo biológico anóxico, separação de sólidos, processo físico-químico, descarte de efluente, desidratação e descarte de lodos e monitoramento.

| Item | | % do Total |
|------------------|--|------------|
| Mão de obra | | 18,71% |
| Insumos | | 27,06% |
| Manutenção | | 15,10% |
| Energia elétrica | | 12,98% |
| P & D | | 4,09% |
| Laboratório | | 8,23% |
| Tratamento lodo | | 13,84% |

QUADRO 10 – DISTRIBUIÇÃO DOS CUSTOS OPERACIONAIS DA ETE DA CTRB
 FONTE: O autor (2010)

O custo médio de tratamento do efluente é cerca de R\$ 25,00/m³ e envolve os processos de tratamento físico químico e biológico de efluentes.

O processo físico-químico corresponde 12% do valor total, sendo que o maior gasto neste sentido é na compra de insumos, como apresentado no Quadro 11 abaixo:

| Item | R\$/m ³ | % |
|---|--------------------|-------------|
| Mão de Obra | 0,36 | 12% |
| Insumos | 1,73 | 55% |
| Manutenção | 0,29 | 9% |
| Energia elétrica | 0,43 | 14% |
| Tratamento do lodo | 0,35 | 11% |
| TOTAL custos (R\$/m³) | 3,16 | 100% |

QUADRO 11 – CUSTOS DO PROCESSO FÍSICO QUÍMICO

FONTE: O autor (2010)

4.3 RESULTADOS DA APLICAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE MBR

Os resultados apresentados têm como principal objetivo, fornecer as informações necessárias para a tomada de decisão de substituição do atual sistema de tratamento de efluentes do aterro da CTRB, pelo processo de associação do sistema biológico ao sistema de membranas (MBR).

4.3.1 Resultados dos ensaios físico-químicos e microbiológicos

A planta piloto de MBR, iniciou a operação em março de 2010, sendo realizadas duas baterias de ensaios. A primeira bateria foi descartada, neste estudo, por apresentar poucos resultados representativos em virtude de ajustes necessários durante a operação e falha na execução do plano de monitoramento. A segunda bateria de ensaios foi realizada no período de 03 a 13 de agosto de 2010. Os valores correspondentes aos resultados para cada parâmetro analisado encontram-se no Anexo 02 e as médias destes estão apresentadas no Quadro

12.Os resultados representam as médias dos valores lidos. Também são mostrados os valores de mínimo e máximo obtidos durante os ensaios.

| Ponto 01 | Mínimo | Média | Máximo | n.º amostras |
|----------------------|---------------|----------------|---------------|---------------------|
| Cor Aparente (PtCo) | 2810 | 3495 | 4060 | 6 |
| DBO (mg/L) | 1336 | 1775,5 | 2215 | 2 |
| DQO (mg/L) | 2980 | 3558,89 | 4940 | 9 |
| Fósforo Total (mg/L) | 4,53 | 4,86 | 5,19 | 2 |
| SST (mg/L) | 170 | 228,5 | 287 | 4 |
| Turbidez (NTU) | 147 | 563,78 | 3040 | 9 |
| Toxicidade VF | 256 | 640 | 1024 | 2 |
| Toxicidade DM | 32 | 32 | 32 | 2 |
| Ponto 02 | Mínimo | Média | Máximo | n.º amostras |
| Cor Aparente (PtCo) | 450 | 705,67 | 1070 | 6 |
| DBO (mg/L) | 177 | 186 | 195 | 2 |
| DQO (mg/L) | 674 | 931 | 1714 | 9 |
| Fósforo Total (mg/L) | 0,125 | 0,37 | 0,61 | 2 |
| SST (mg/L) | 2,5 | 6,88 | 11 | 4 |
| Turbidez (NTU) | 0,41 | 1,62 | 7,74 | 9 |
| Toxicidade VF | 4 | 66 | 128 | 2 |
| Toxicidade DM | 1 | 1,5 | 2 | 2 |
| Ponto 03 | Mínimo | Média | Máximo | n.º amostras |
| Cor Aparente (PtCo) | 1030 | 1277,5 | 1525 | 2 |
| DQO (mg/L) | 714 | 929 | 1236 | 8 |
| Fósforo Total (mg/L) | 0,581 | 1,85 | 3,11 | 2 |
| SST (mg/L) | 5860 | 6320 | 6740 | 3 |
| Turbidez (NTU) | 10,7 | 72,57 | 181 | 3 |
| Ponto 05 | Mínimo | Média | Máximo | n.º amostras |
| Cor Aparente (PtCo) | 990 | 1340 | 1780 | 6 |
| DBO (mg/L) | 101 | 115,5 | 130 | 2 |
| DQO (mg/L) | 766 | 990,44 | 1320 | 9 |
| Fósforo Total (mg/L) | 1,45 | 1,56 | 1,66 | 2 |
| SST (mg/L) | 90 | 129,5 | 196 | 4 |
| Turbidez (NTU) | 6,7 | 54,08 | 204 | 9 |
| Toxicidade VF | 4 | 34 | 64 | 2 |
| Toxicidade DM | 1 | 1 | 1 | 2 |
| Ponto 06 | Mínimo | Média | Máximo | n.º amostras |
| Cor Aparente (PtCo) | 294 | 590,83 | 692 | 6 |
| DBO (mg/L) | 27 | 34 | 41 | 2 |
| DQO (mg/L) | 166 | 770,33 | 1122 | 9 |
| Fósforo Total (mg/L) | 0,087 | 0,15 | 0,22 | 2 |
| SST (mg/L) | 26 | 35,75 | 48 | 4 |
| Turbidez (NTU) | 2,46 | 5,91 | 9,65 | 9 |
| Toxicidade VF | 4 | 34 | 4 | 2 |
| Toxicidade DM | 1 | 1 | 1 | 2 |

QUADRO 12 – RESULTADOS DOS ENSAIOS REALIZADOS COM PLANTA PILOTO
 FONTE: O autor (2010)

As medições e ensaios foram realizados pela empresa Umwelt Biotecnologia Ambiental de Blumenau-SC, que possui certificação pelo sistema de qualidade NBR ISO/IEC 17025, de modo a garantir o fornecimento de resultados confiáveis.

A empresa é certificada para análise dos parâmetros *Toxicidade aguda vibrio fischeri e daphnia magna*, porém realiza também os ensaios físico químicos de acordo os critérios de qualidade estabelecidos na referida norma.

A empresa verifica as amostras e realiza análises em duplicata e triplicata dependendo do parâmetro analisado. Quando resultados divergentes são encontrados, a amostra é novamente submetida aos ensaios. As coletas foram realizadas por minha pessoa sob a orientação da Umwelt.

4.3.2 Custos do sistema testado

4.3.2.1 Custos Operacionais

Para o cálculo dos custos operacionais foram levados em consideração os custos com insumos, energia elétrica, manutenção, limpeza, mão de obra e geração de lodo.

O sistema testado resultou num custo operacional de R\$ 4,21/m³, conforme dados compilados no Quadro 13 e detalhados no Anexo 03.

| Item | Custo (R\$/m ³) | % |
|---|-----------------------------|-------------|
| Mão de Obra | 0,93 | 22% |
| Insumos (limpeza) | 0,06 | 2% |
| Manutenção (substituição membranas) | 0,12 | 3% |
| Energia elétrica | 2,43 | 58% |
| Tratamento do lodo | 0,66 | 16% |
| TOTAL custos (R\$/m³) | 4,21 | 100% |
| TOTAL custos (R\$/m³/m² de membrana) | 7,41 | |

QUADRO 13 – CUSTOS OPERACIONAIS DO SISTEMA DE ULTRAFILTRAÇÃO
FONTE: O autor (2010)

4.3.2.2 Custos de Implantação

Custos estimados de implantação do sistema testado, segundo dados do fornecedor e para o caso da CTRB, resultam investimentos na ordem de aproximadamente R\$ 900.000,00.

Não foram computados neste estudo os custos de depreciação do equipamento.

4.4 AVALIAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS EM PLANTA PILOTO

4.4.1 Avaliação da eficiência de remoção de poluentes

A avaliação foi realizada tomando-se como base o processo de tratamento biológico, ponto 03, comparado ao tratamento por membranas, ponto 02 e ao tratamento físico químico, ponto 06. Todos estes, relacionados com as concentrações de poluentes na corrente de entrada do reator biológico, que é o ponto 01, conforme apresentado na Figura 34.

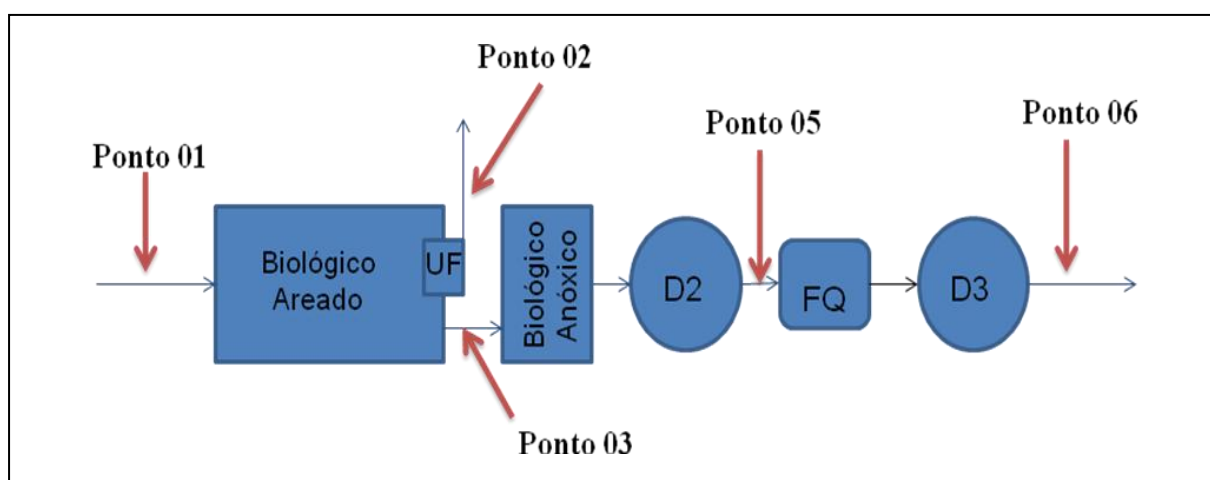


FIGURA 34 – PONTOS DE AMOSTRAGEM
FONTE: O autor (2011)

4.4.1.1 Eficiência de remoção de cor

A Figura 35 mostra o perfil de remoção de cor, encontrado nos ensaios efetuados ao longo do reator.

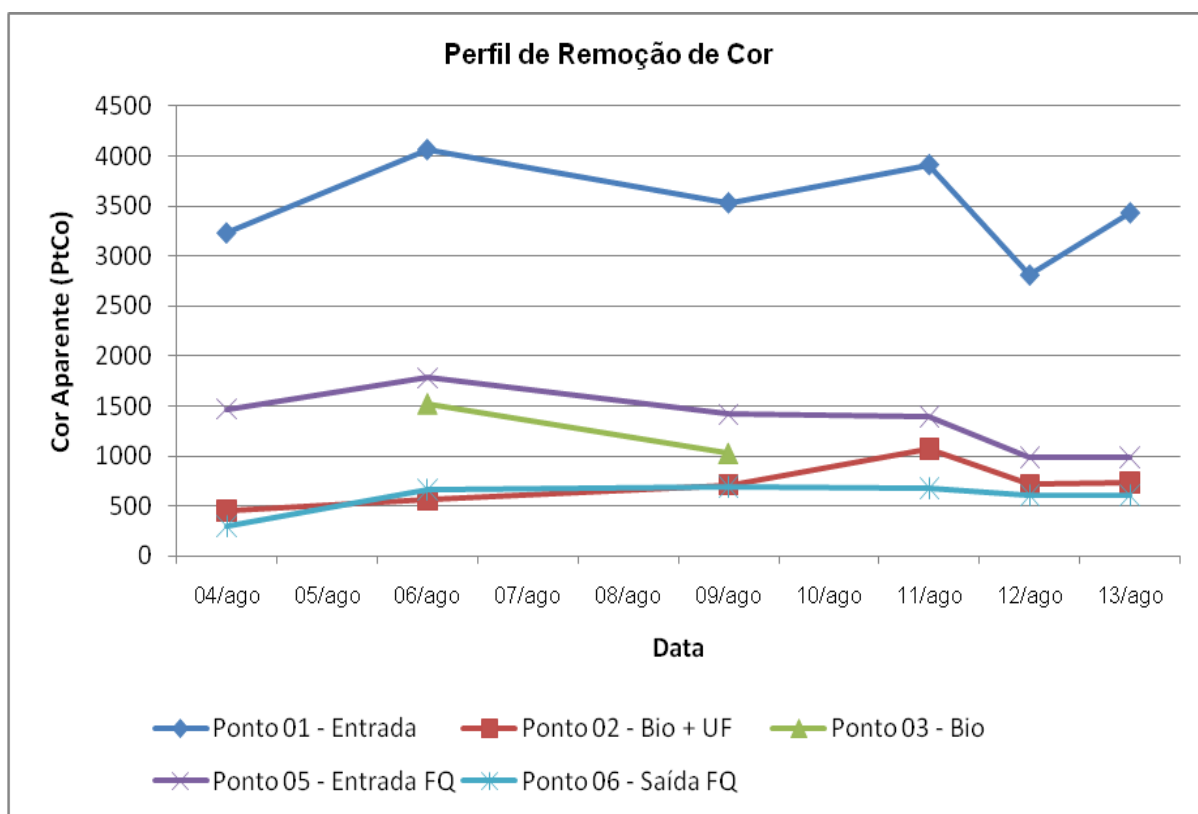


FIGURA 35 – PERFIL DE REMOÇÃO DE COR
FONTE: O autor (2010)

Observando a figura, nota-se que todos os processos empregados, sejam eles biológico aerado e anóxico, ultrafiltração ou físico químico, removem significativamente cor do efluente, em relação à coloração do efluente de entrada.

Nota-se também que em quase todas as amostragens realizadas, o processo físico-químico de efluentes apresenta melhores resultados em relação aos demais processos. Ressalta-se que o tratamento físico-químico exige a adição de produtos químicos ao efluente para atingir estes valores de remoção.

A remoção de cor em cada etapa de tratamento no qual o efluente foi submetido pode ser visualizada em sua forma real nas Figuras 36 e 37, as quais mostram a expressiva remoção obtida nos pontos 02 e 06.



FIGURA 36 – VARIAÇÃO DE COR DO EFLUENTE COM TIPO DE TRATAMENTO
 FONTE: O autor (2010)

As amostras da Figura 37 estão na seguinte ordem: ponto 01, ponto 03, ponto 02, ponto 05 e ponto 06, sendo eles entrada, tratamento biológico, ultrafiltração, decantador secundário e tratamento físico químico, respectivamente.

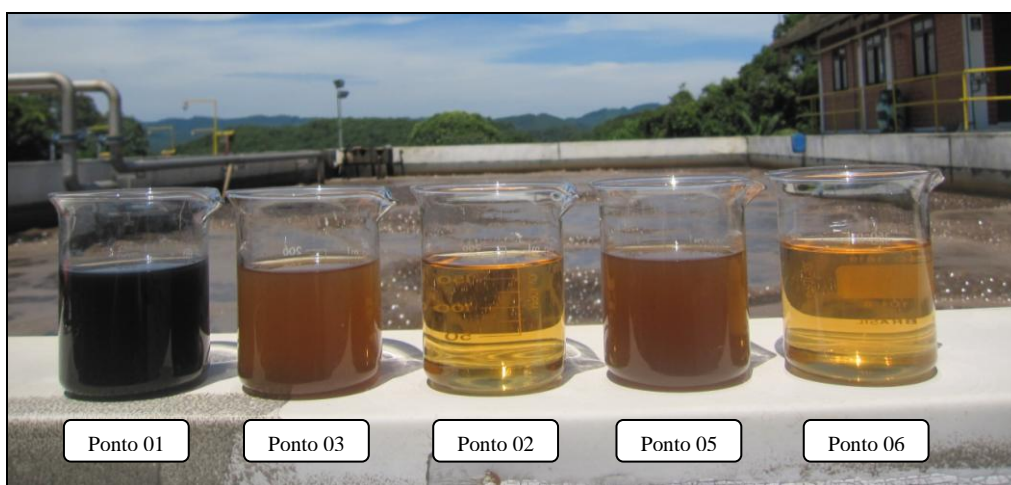


FIGURA 37 – PERCEPÇÃO VISUAL DOS TRATAMENTOS APLICADOS
 FONTE: O autor (2010)

Comparando a eficiência do processo físico-químico com a do processo de separação por membranas, conforme mostrado na Figura 38 nota-se que, embora o processo físico-químico apresente melhores resultados, o processo por membranas possui eficiências muito similares e sem a necessidade de adição de produtos químicos, sendo este um importante fator ambiental a ser observado.

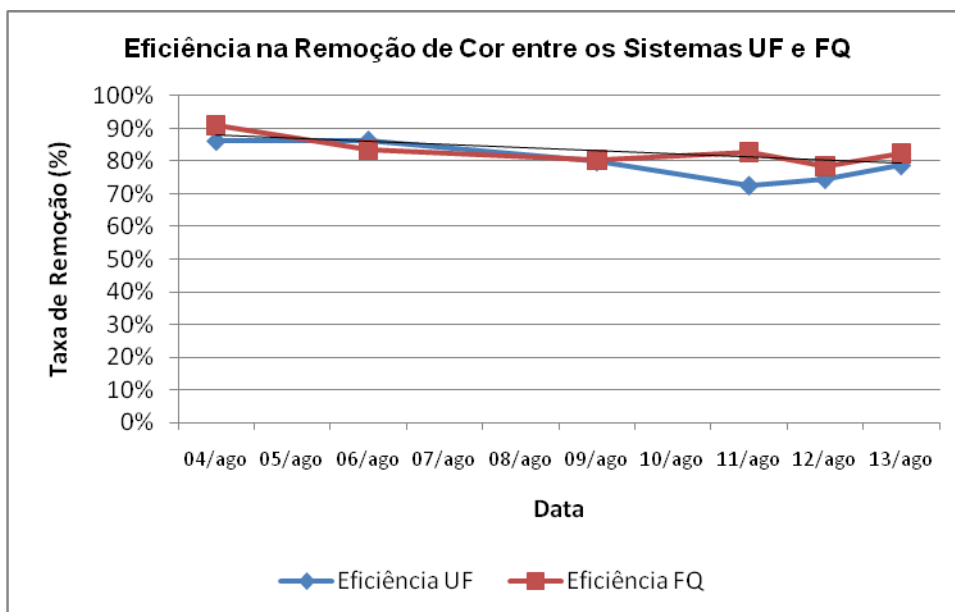


FIGURA 38 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE COR
FONTE: O autor (2010)

De outro lado, quando se compara a eficiência obtida nos tratamentos por Ultrafiltração (UF) e Biológico (Bio), Figura 39, verifica-se que o processo por UF é mais eficiente na remoção de cor. Esta eficiência se manteve acima de 80% nos primeiros cinco dias de testes, decaindo no sétimo dia e tornando a melhorar na sequência.

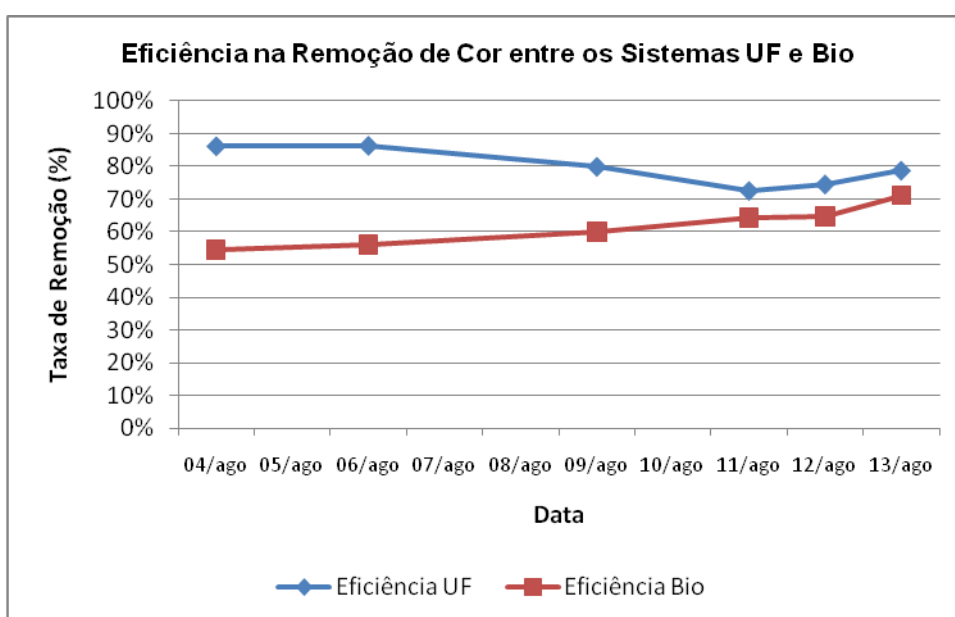


FIGURA 39 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE COR – SISTEMAS UF E Bio
FONTE: O autor (2010)

O fator mais provável que justifica este comportamento indica que substâncias causadoras de cor podem estar sendo aderidas ao floco biológico e consequentemente removidas na membranofiltração. Quando o floco não está firme pode haver o desprendimento destas substâncias para o efluente e consequentemente a passagem destas pela membrana.

Observa-se ainda que não se trata de remoção propriamente dita e sim, que isto provavelmente se deve ao fato da membrana reter em seus poros algumas substâncias insolúveis causadoras de cor.

4.4.1.2 Eficiência de remoção de DQO

A remoção de DQO é obtida de modo quase que uniforme entre os processos testados, conforme pode ser visto na Figura 40. Nela pode ser observado também que o processo biológico é que remove a maior parcela de DQO, cabendo pouco aos processos de ultrafiltração e físico químico.

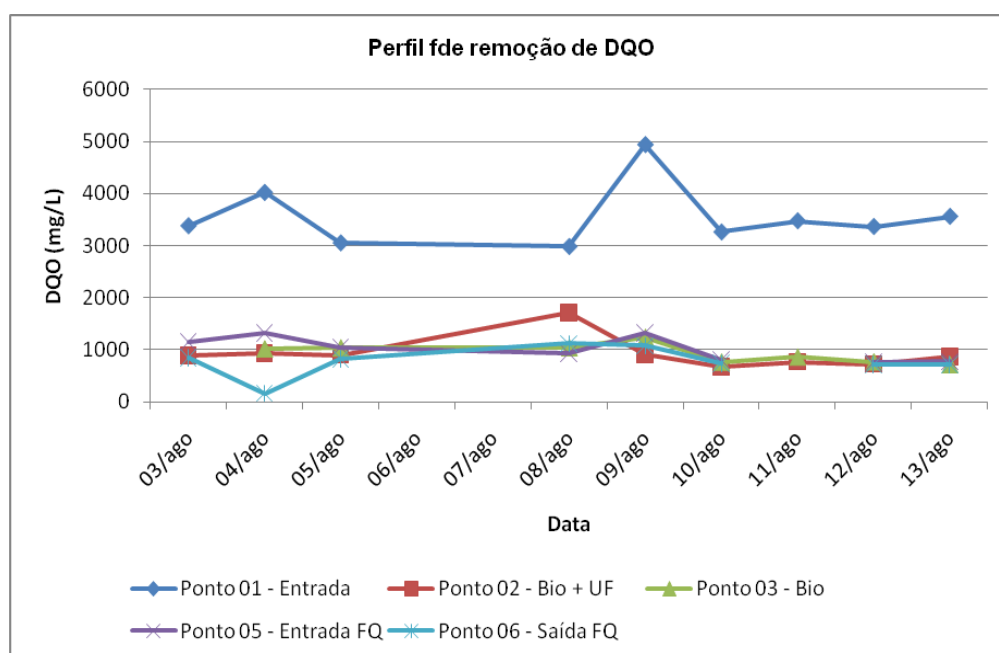


FIGURA 40 – PERFIL DE REMOÇÃO DE DQO
FONTE: O autor (2010)

A Figura 41 mostra a eficiência de remoção de DQO comparando os sistemas biológico e ultrafiltração. Pelos resultados, é possível identificar os pontos em que as tecnologias se completam de modo a apresentarem, quando juntas, num MBR, uma remoção satisfatória.

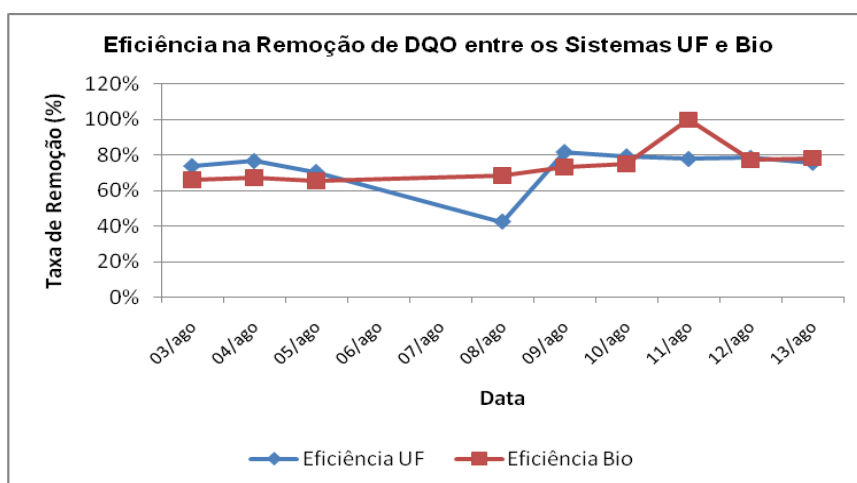


FIGURA 41 – EFICIÊNCIA NA DE REMOÇÃO DQO UF E Bio
FONTE: O autor (2010)

Comparando isoladamente, os sistemas UF e FQ (Figura 42), verifica-se uma sensível melhoria na remoção de DQO por parte do sistema FQ, mostrando que a adição de produtos químicos ajuda a remover compostos residuais dos processos anteriores.

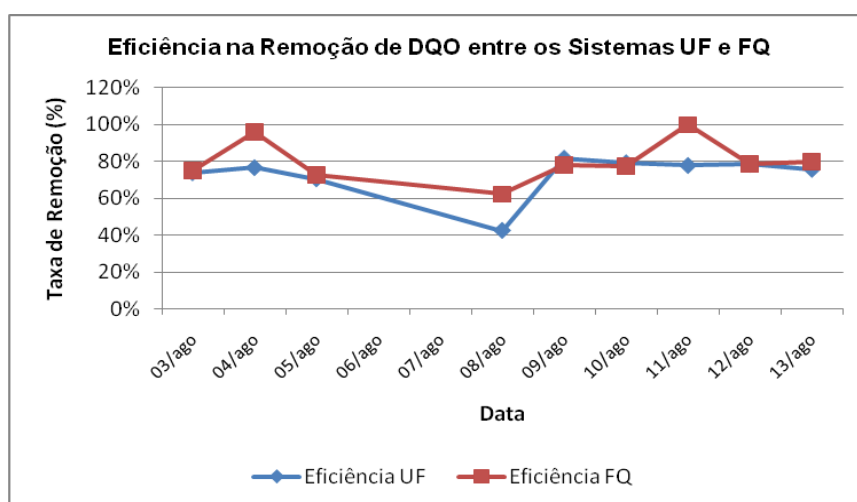


FIGURA 42 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE DQO UF E FQ
FONTE: O autor (2010)

4.4.1.3 Eficiência de remoção de turbidez

Observando a Figura 44 nota-se que o processo por UF é muito eficiente na remoção da turbidez oriunda do processo biológico de tratamento. O mesmo pode ser confirmado na Figura 43, onde em nenhum momento o resultado da decantação (sobrenadante do decantador secundário), Ponto 05, se mostra mais eficiente do que a UF.

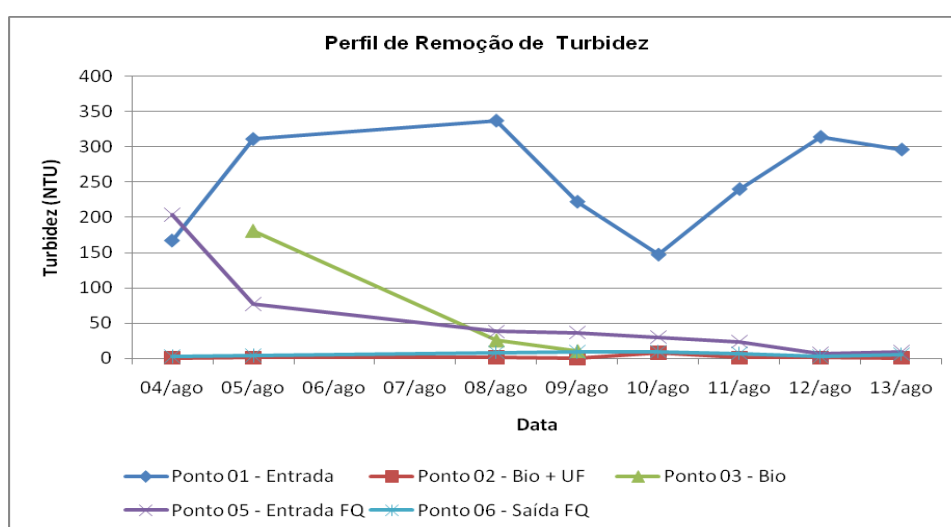


FIGURA 43 – PERFIL DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ
FONTE: O autor (20100)

A decantação secundária apresenta períodos de instabilidades como monitorado no dia 04 de agosto e demonstrado na Figura 44, quando o sobrenadante deste apresentou elevado valor de turbidez, indicando arraste de sólidos e bactérias em suspensão.

Esta alteração também pode ser decorrente de uma grande quantidade de sólidos oriunda de problemas no processo de tratamento biológico e má decantação.

O sistema UF é bastante estável quando comparado ao sistema de decantação secundário não apresentando variações significativas durante o período monitorado.

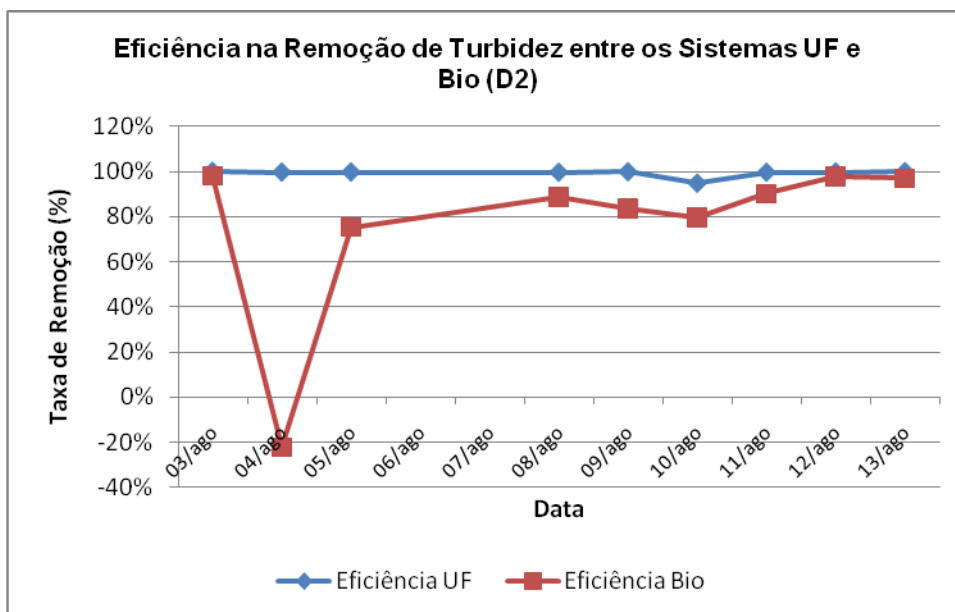


FIGURA 44 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ – SISTEMA UF E Bio
FONTE: O autor (2010)

Comparando o sistema UF com o sistema FQ, Figura 45, observa-se uma sensível vantagem na utilização do sistema UF, possivelmente devido a melhor eficiência deste na retenção de sólidos, porém ambos os processos dependem das condições de funcionamento do reator biológico.

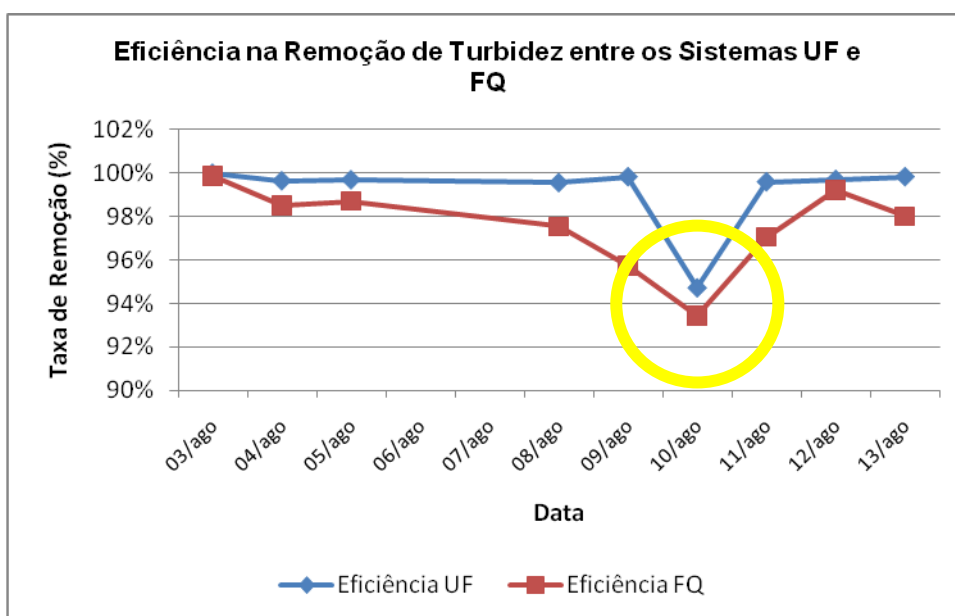


FIGURA 45 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ – SISTEMA UF E FQ
FONTE: O autor (2010)

Altos teores de sólidos e bactérias livres influenciam na eficiência destes processos, fato ocorrido nos dias 04 e 10 de agosto, este em destaque na Figura 45.

Vale ressaltar também que o sistema UF não gera quantidades significativas de lodo como resultado da remoção, ao contrário, o sistema FQ gera lodo decorrente da aplicação de produtos químicos, e este deve ser descartado para tratamento posterior, implicando em maiores custos a serem inclusos no processo de tratamento.

4.4.1.4 Eficiência de remoção de sólidos (SST)

O processo de separação por membranas é nitidamente o melhor processo empregado quando o objetivo é a separação de sólidos. As Figuras 46 e 47 mostram as altas eficiências obtidas pelo emprego deste processo, quando comparado aos processos físico-químico e biológico com decantação convencional por gravidade.

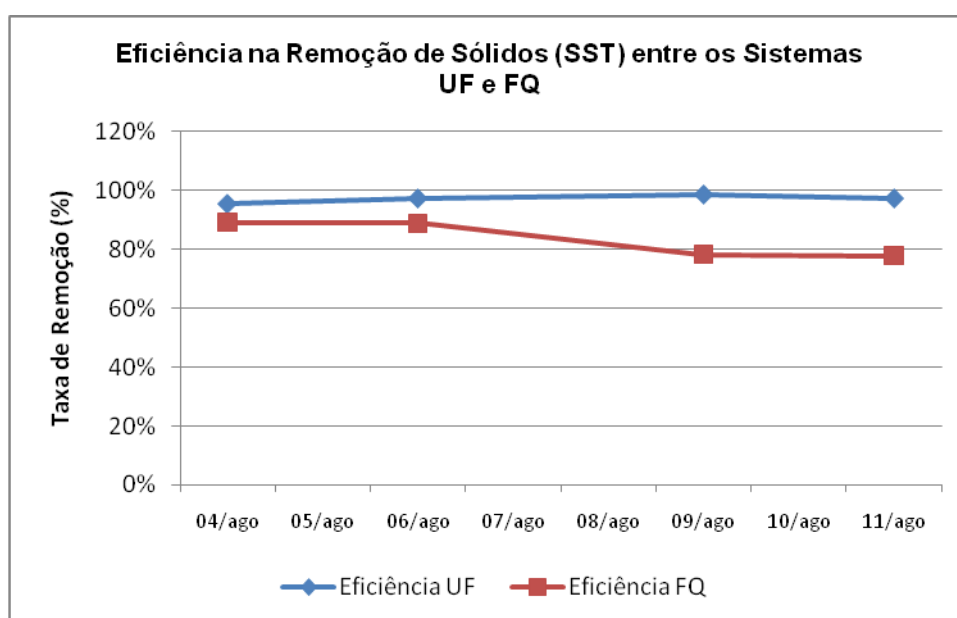


FIGURA 46 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE SÓLIDOS – SISTEMA UF E FQ
FONTE: O autor (2010)

A ultrafiltração mostrou-se mais estável em relação ao físico químico pois este depende das condições de saída do efluente do sistema biológico, oriundo do decantador secundário (D2), ou seja, da existência ou não de arraste de sólidos.

No processo biológico a etapa de decantação apresenta valores instáveis, pois o sistema depende exclusivamente das condições de formação dos flocos biológicos, que resulta os valores do índice volumétrico de lodos (IVL).

O IVL é uma medida que relaciona a quantidade de lodo ao volume por ele ocupado. Logo, se o floco biológico estiver menos agregado resulta numa menor densidade e conseqüente expansão do lodo no efluente, dificultando a sedimentação (IVL elevado). Os valores ideais para o IVL estão na faixa entre 50 e 100. Oscilações ou altos valores de IVL proporcionam facilmente uma perda de eficiência na decantação secundária. Sistemas de decantação secundária costumam apresentar períodos de instabilidade com significativo arraste de sólidos (VON SPERLING, 1997).

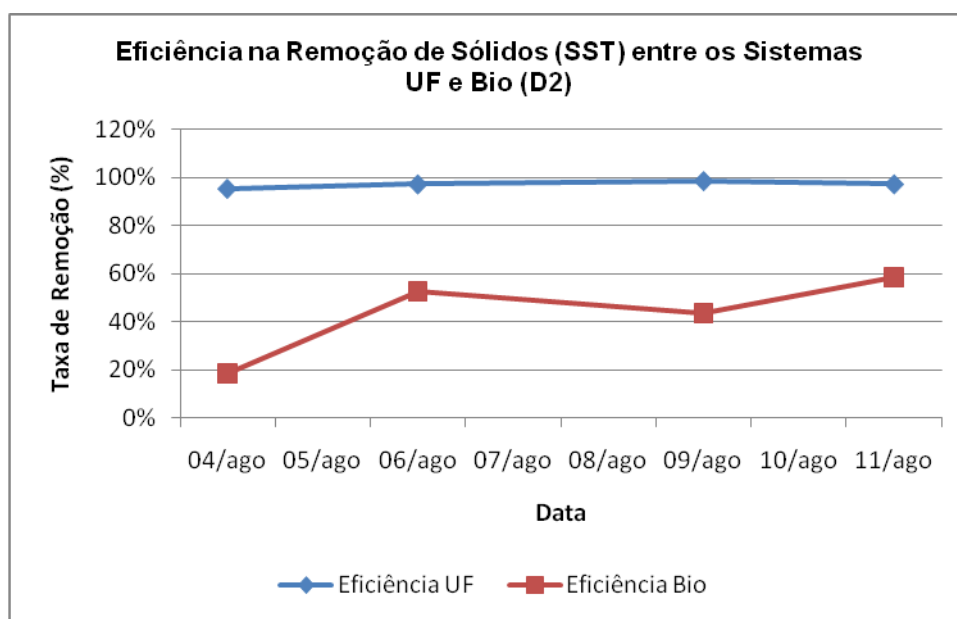


FIGURA 47 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE SÓLIDOS – SISTEMA UF E Bio
FONTE: O autor (2010)

No sistema por UF este fator não interfere, pois os sólidos são retidos fisicamente na membrana não dependendo de forças externas como a ação da

gravidade para sedimentá-los. Isto simplifica certos controles usuais em um sistema de tratamento convencional por lodos ativados.

4.4.1.5 Eficiência na diminuição da toxicidade

Analisando os resultados, plotados nas Figuras 48 e 49, para *Vibrio Fischeri* e *Daphnia Magna* respectivamente, nota-se que não houve acréscimo dos valores de toxicidades em virtude da adição de produtos químicos ao efluente na etapa de tratamento físico químico. Ou seja, os testes de ecotoxicidade provaram que o processo físico químico não agrega componentes tóxicos ao efluente tratado e que todo o trabalho de remoção de toxicidade do efluente ocorre na etapa de tratamento biológico, não tendo portanto interferência na etapa de separação de sólidos e polimento final.

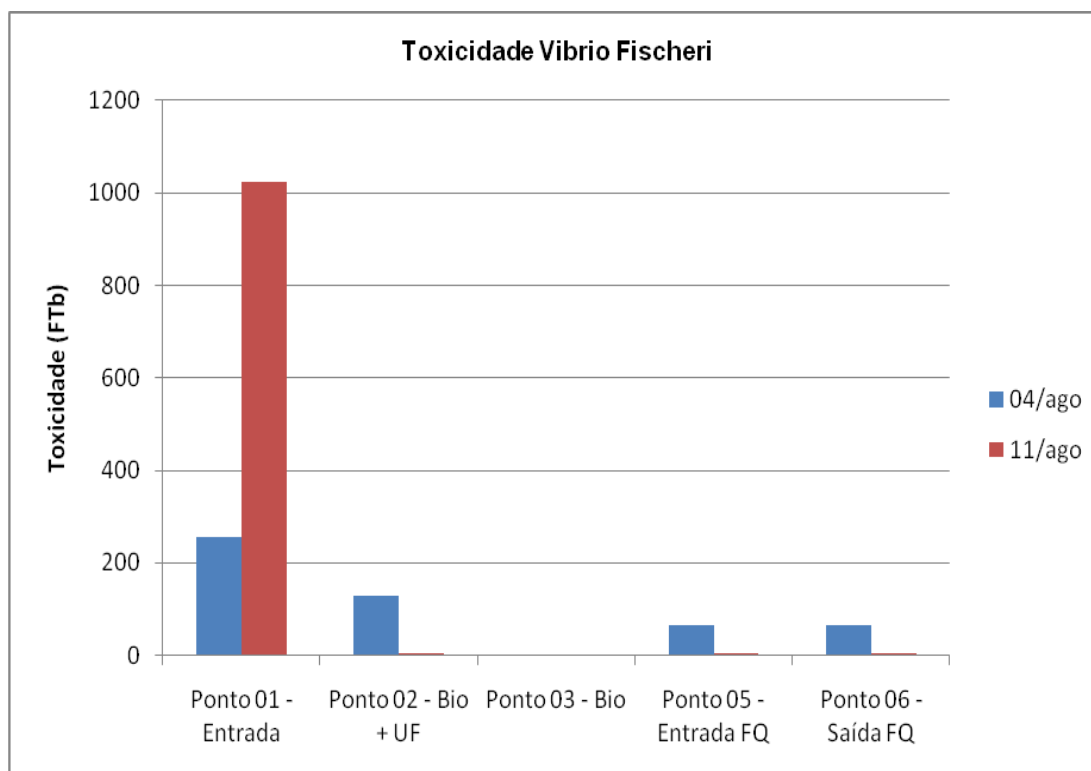


FIGURA 48 – TOXICIDADE *VIBRIO FISCHERI*
 FONTE: O autor (2010)

No caso da UF, os valores de toxicidade encontram-se em média 94% acima dos valores encontrados no sistema FQ. Isto se deve ao fato de que o efluente de alimentação do FQ, passa primeiramente na etapa de tratamento biológico aerado e depois numa etapa anóxica (desnitrificação) antes de seguir para decantação e tratamento físico-químico. Já o efluente de alimentação da UF passa somente pela etapa biológica aerada. Sendo assim, a etapa adicional, ou seja, a desnitrificação pode ser responsável pela diferença entre a toxicidade do efluente de saída do reator biológico aerado e a de entrada no sistema físico-químico.

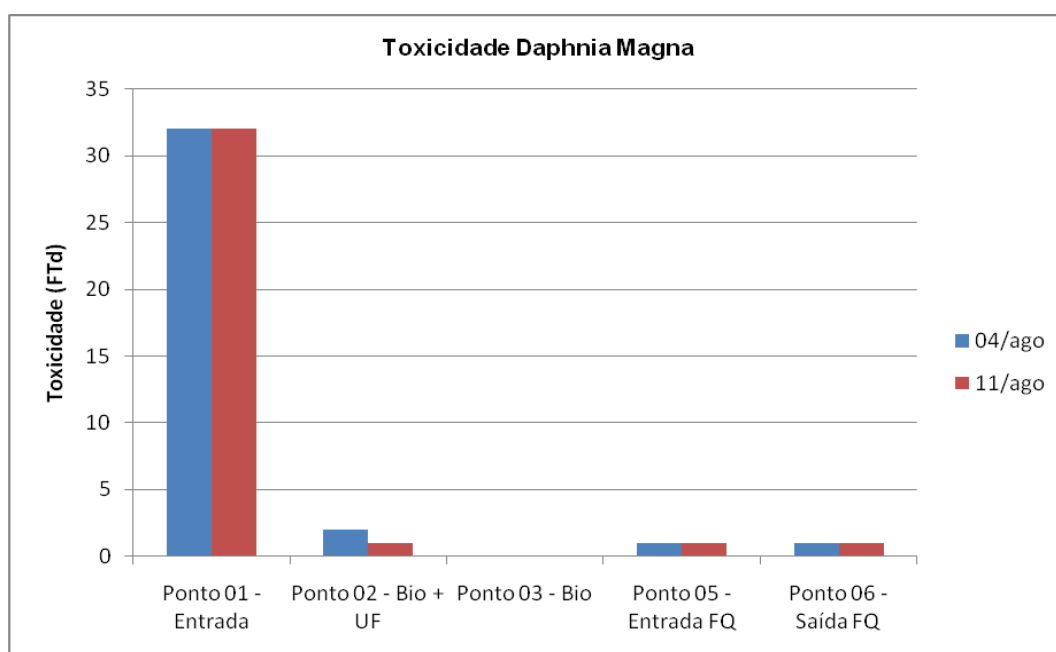


FIGURA 49 – TOXICIDADE *DAPHNIA MAGNA*
 FONTE: O autor (2010)

Entre os dias 04 e 11 de agosto houve uma variação grande de toxicidade na entrada do reator biológico. A eficiência de remoção de toxicidade para o dia 04 foi, para o ponto 02, 50%. Embora no dia 11 de agosto o valor lido de toxicidade tenha superado o valor lido no dia 04, o resultado de remoção foi muito melhor girando em torno de 100%.

O reator biológico é responsável pela diminuição da toxicidade no efluente e na medida que este se apresenta em boas condições tanto melhor será esta redução. O contrário também procede. Isto pode justificar o fato relatado acima.

4.4.1.6 Eficiência de remoção de outros parâmetros analisados

Outros parâmetros analisados como a remoção de carga orgânica (DBO) e remoção de nutrientes (Nitrogênio em diversas formas e fósforo) têm sua melhoria associada muito mais ao processo de tratamento biológico, do que ao processo de separação de sólidos por membranas ou o processo de tratamento físico-químico.

Embora analisando os valores do Anexo 02, nota-se uma sensível melhoria, em torno de 28%, quando se utiliza UF ao invés do processo biológico, para o parâmetro fósforo, que pode estar associada à adsorção de substâncias ao floco biológico, de modo que, quando este fica retido na membrana, fica com ele retido o poluente. De outro lado, melhorias encontradas na aplicação do FQ em relação à UF, podem ser decorrentes do processo de coagulação e formação de floco, o qual aprisiona partículas poluentes, por reação com o coagulante, decantando-as ao final e assim, removendo-as do processo.

De um modo geral, ambos os processos empregados, físico químico e ultrafiltração, associados ao reator biológico, proporcionam bons resultados e devem ser considerados como tecnologias viáveis em termos de eficiência de remoção de poluentes. As Figuras, 50 e 51, mostram o aspecto do efluente da CTRB antes e após os processos avaliados.



FIGURA 50 – ASPECTO DO EFLUENTE APÓS O TRATAMENTO
FONTE: O autor (2010)

A Figura 50 mostra o resultado da aplicação do processo biológico associado ao processo de separação por membranas. O efluente final deste processo é límpido, porém mantém boa parte da coloração oriunda do tratamento biológico. Nota-se também que a etapa que remove a coloração, neste caso, é a etapa biológica. Isto se deve ao fato de que no reator biológico é adicionado carvão ativado em pó, justamente com a finalidade de remover cor.



FIGURA 51 – ASPECTO DO EFLUENTE APÓS O TRATAMENTO
FONTE: O autor (2010)

A Figura 51 mostra o resultado da aplicação do processo biológico associado ao processo físico químico de tratamento. Nota-se que o efluente final deste processo se apresenta levemente mais límpido do que o resultante da ultrafiltração, mostrado na Figura 50. Esta diferença reside no fato de que no processo físico químico é adicionado um produto descolorante juntamente com o produto coagulante, e este remove consideravelmente cor e turbidez do efluente oriundo do decantador secundário.

4.4.2 Avaliação técnica da aplicação do sistema MBR

Do ponto de vista técnico, o emprego da tecnologia de membranofiltração apresentou-se viável por ser um sistema de fácil operação e controle.

No sistema testado, o módulo de membranas é montado no interior do reator biológico, e para esta configuração, a limpeza química das membranas mostrou-se o processo mais trabalhoso, porém se bem operado, segundo orientações do fabricante, o sistema pode operar até seis meses sem necessitar de limpeza.

No trabalho de limpeza química das membranas não foi detectada obstrução significativa. Apesar de possuírem sólidos retidos, as membranas estavam em boas condições após o uso como mostrado na Figura 52, aparentando terem sido eficientes as medidas preventivas de remoção mecânica dos sólidos pela ação do ar comprimido.

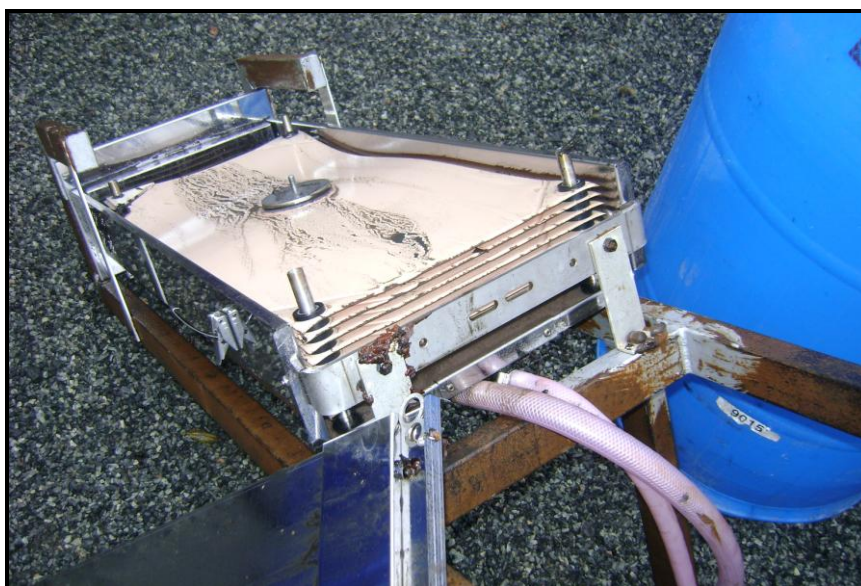


FIGURA 52 – MEMBRANA APÓS USO
FONTE: O autor (2010)

As etapas da limpeza são simples, mas exigem a remoção do sistema do interior do reator biológico e imersão deste numa solução de limpeza em recipiente especialmente preparado para a limpeza.

Esta é uma manobra fácil de realizar num módulo piloto, mostrada na Figura 53, porém deve ser bem analisada no momento do projeto de modo a permitir que a manutenção e limpeza sejam realizadas da melhor maneira possível.



FIGURA 53 – LIMPEZA QUÍMICA
FONTE: O autor (2010)

No ato da última inspeção, realizada no início de 2011, após 11 meses de operação, as membranas estavam em bom estado e apresentando bom funcionamento. Contudo foram encontradas folhas presas às membranas, conforme mostra a Figura 54.



FIGURA 54 – ESTADO DAS MEMBRANAS APÓS 11 MESES DE USO
FONTE: O autor (2011)

O fato de haver folhas retidas na membrana pode diminuir sua capacidade de filtragem, logo, é aconselhável instalar um sistema prévio de retenção destes sólidos maiores, como por exemplo, uma peneira, de modo a evitar que estes

cheguem às membranas e causem entupimentos. Deve-se também manter inspeção freqüente.

Num experimento para tratamento de lixiviado de aterro, Laitinen *et al.* (2006, tradução nossa), testando processos de membranas submersas, procederam a limpeza das membranas da mesma forma como a realizada neste estudo. O processo era semelhantemente dotado de limpeza mecânica para prevenção de *fouling*, por injeção de ar (fluxo de 2Nm³/h) e com retro-lavagem periódica das membranas, utilizando de 10 a 60 segundos para isto.

De acordo com a pesquisa realizada, verificou-se que o sistema interno ao reator é mais difícil de inspecionar, porém necessita de menor pressão e, portanto, consome menos energia. Já o módulo externo, facilita a manutenção, mas necessita de maior pressão aplicada para garantir a passagem do líquido de forma efetiva pelas membranas.

No caso de aplicação em escala industrial, o sistema pode exigir manutenção mais complexa e gerar custos diferentes dos avaliados na planta piloto.

Na instalação em escala real, por exemplo, a limpeza química pode ser ainda mais trabalhosa, pelo fato da estrutura montada possuir dimensões superiores às do piloto. Isto exige o uso de talhas para suspender os módulos e retirá-los do reator biológico e também tanques adicionais para imersão destes na solução desincrustante.

Este fator pode aumentar, além dos custos com mão de obra, o tempo de parada do sistema. Deverá então, haver um bom planejamento e prever duas frentes de operação neste momento, permitindo que o sistema opere sem interrupção significativa.

4.4.3 Avaliação dos custos do processo MBR testado

Os custos operacionais de cada processo, tanto MBR como processo convencional de lodos ativados foram comparados e analisados, de modo que os custos das etapas em comum, não foram considerados.

Os processos comparados foram o processo de membranofiltração com membrana de ultrafiltração (UF) e o processo físico-químico (FQ).

O processo de membranofiltração apresentou custo 33% superior do que o custo do processo físico-químico. Esta diferença é devida, principalmente, ao maior consumo de energia elétrica e mão de obra por este processo.

A maior parcela de custos do processo MBR se deve ao consumo de energia elétrica, ao passo que para processo atual é o consumo de produtos químicos. A distribuição dos custos para ambos os processos é apresentada nas Figuras 55 e 56.

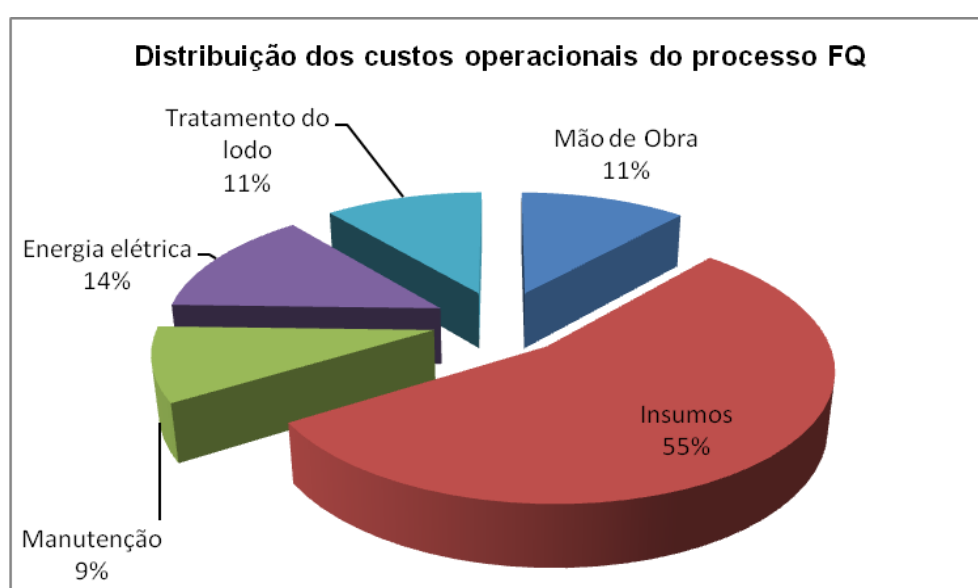


FIGURA 55 – DISTRIBUIÇÃO DE CUSTOS OPERACIONAIS DO PROCESSO FQ
FONTE: O autor (2011)

Observando a Figura 55 nota-se claramente que para o processo físico químico, a maior parcela do custo se deve ao uso de produtos químicos e, em segundo plano, vem os custos com energia elétrica, mão de obra e tratamento do lodo gerado.

No caso do processo UF, Figura 56, a maior parcela do custo se deve ao consumo de energia elétrica, seguido do custo com mão de obra e de tratamento do lodo. Os demais custos, inclusive o valor da troca de membranas, não são tão relevantes quando comparados a estes.

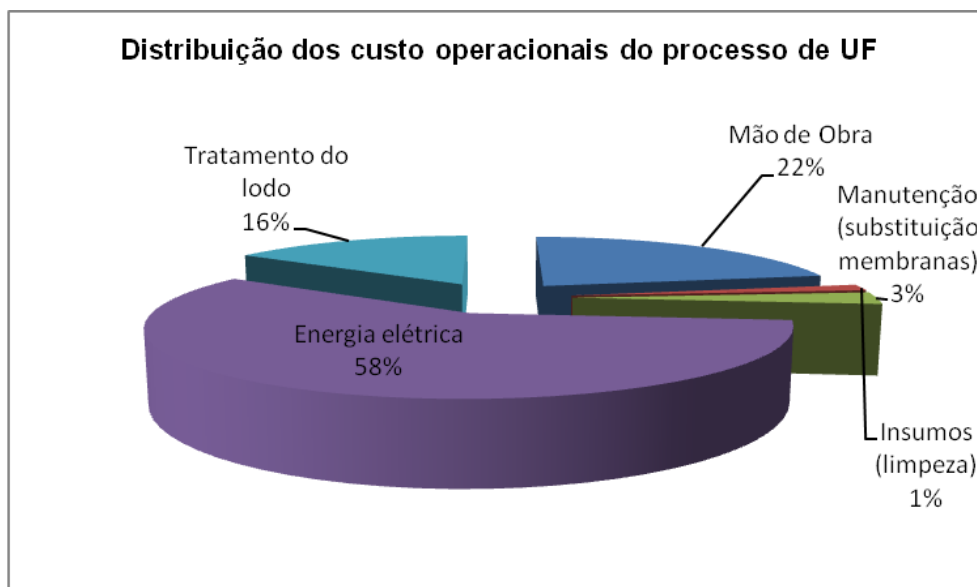


FIGURA 56- DISTRIBUIÇÃO DE CUSTOS OPERACIONAIS DO PROCESSO UF
 FONTE: O autor (2011)

O custo de mão de obra está associado principalmente à limpeza, a qual exige o manuseio do módulo de membranas. Este manuseio implica na desativação do sistema, desconexão, remoção deste do reator biológico, preparo das soluções, imersão no tanque de limpeza, devolução do módulo no reator biológico, regulação e reinício do sistema.

O consumo de energia elétrica do módulo de membranas foi superior ao esperado pelos fabricantes deste tipo de sistema. Segundo dados fornecidos pela Wehrle e Huber, quando aplicado em escala industrial, o custo com energia elétrica do sistema UF é de aproximadamente € 0,125/m³, ou seja, R\$ 0,30/m³. O valor encontrado no teste com a estação piloto foi oito vezes maior. Estima-se que isto se deva a um possível superdimensionamento dos motores da unidade piloto, permitindo que haja uma sobra de energia e esta sobra é computada nos cálculos. Outro motivo é a diferença de custo da energia elétrica entre Brasil e Alemanha. No Brasil a energia elétrica tem valor 2,4 vezes maior do que o valor da mesma na Alemanha (Brasil: R\$0,35/KWh; Alemanha: € 0,06/KWh, ou, R\$ 0,14/KWh). Assim sendo, e se aplicado o valor de energia elétrica da Alemanha, a diferença do valor do teste reduziria para 3,3 vezes;

O impacto com o consumo de energia pode ser reduzido mediante aproveitamento energético de resíduos da própria planta industrial. Ou seja, substituindo a atual fonte de energia por energia renovável.

A Figura 57 ilustra a diferença entre os dois processos, em termos de valores por metro cúbico de efluente tratado, e podem ser nela observados os pontos de máximo e mínimo, evidenciando os itens onde cada processo tem custo mais elevado.

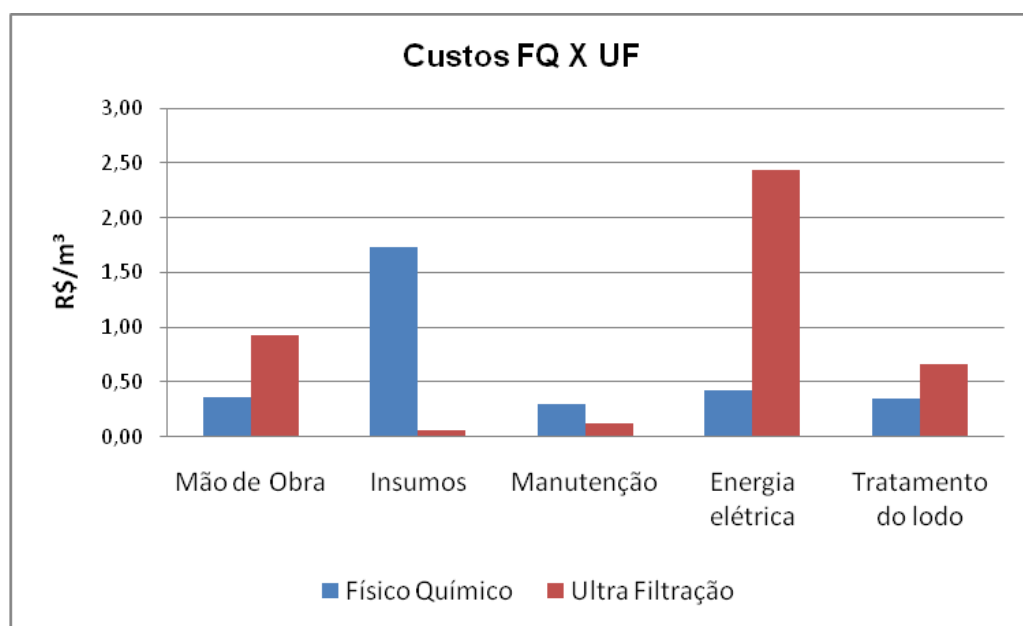


FIGURA 57 – COMPARAÇÃO CUSTOS FQ E UF
FONTE: O autor (2011)

Analisando por este prisma, se for efetuada a substituição do sistema físico químico pelo sistema de ultrafiltração, haverá um aumento de custos de R\$ 1,05 a cada metro cúbico de efluente tratado, o que significa um incremento nas despesas da ordem de, aproximadamente, R\$ 102.346,89/ano.

É importante observar que os dados levantados a partir da planta piloto não podem ser totalmente extrapolados para a planta real, pois valores como consumo de energia elétrica, mão de obra, substituição de membranas, manutenção e limpeza, podem ter custos diferenciados na escala industrial, tendo em vista maiores proporções envolvidas.

Considerando ainda os elevados custos de implantação do sistema por membranas, os quais giram em torno de R\$ 900.000,00 para a planta industrial, a diferença acima é ruim em termos de amortecimento do investimento, pois este não seria possível a curto ou médio prazo, o que pode inviabilizar a mudança pretendida.

4.4.4 Avaliação do atendimento à legislação

Antes de iniciar qualquer projeto, na área de meio ambiente, deve-se tomar conhecimento da legislação aplicável em cada escala da administração pública, nas esferas federal, estadual e municipal. Neste estudo a legislação ambiental alemã também foi levada em consideração em virtude de ser o país detentor da tecnologia de membranofiltração, objeto da pesquisa, e ter sido o berço do aprendizado.

4.4.4.1 Legislação ambiental brasileira

A legislação brasileira consultada foi baseada nos seguintes pilares da administração:

- a) **Federal:** Constituição Federativa do Brasil; Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA; Agência Nacional de Águas – ANA e Ministério da Saúde Pública e Ministério do Meio Ambiente;
- b) **Estadual - Santa Catarina:** Fundação de Meio Ambiente – FATMA;
- c) **Municipal – Blumenau:** Fundação Municipal de Meio Ambiente – FAEMA e Conselho Municipal de Meio Ambiente.

A legislação ambiental brasileira abrange todos os tipos de indústrias e serviços e regula o descarte de efluentes, inclusive municipais, sobre corpos de água, limitando a carga poluidora lançada de acordo com o tipo de uso estabelecido para a classe de água do corpo receptor (PUC, 2011).

O CONAMA, através da Resolução n.º 357/2005, classifica os corpos de água como águas doces, salobras e salinas, de acordo com a salinidade destas, e segundo a qualidade requerida para os usos preponderantes (BRASIL, 2005). Esta Resolução foi recentemente alterada, de forma parcial, e complementada pela

Resolução n.º 430/2011, a qual dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para a gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores, anteriormente previstas na Resolução n.º 357/05 (BRASIL, 2011).

Na Resolução n.º 430/11, Capítulo II, Seção II, Artigo 16, I e II, são estabelecidas as condições e padrões de lançamento de efluentes. Para alguns parâmetros, como por exemplo, cor, turbidez e DQO, a legislação não explicita valores, porém, na Seção I, Artigo 12 determina que o lançamento de efluentes em corpos de água deverá ser realizado de modo a não exceder as condições e padrões de qualidade de água estabelecidos para a classe do corpo de água no qual o efluente será lançado, nas condições da vazão de referência ou volume disponível, além de atender a outras exigências aplicáveis. Menciona também, no Artigo 16, II, § 1º que os efluentes de aterros de qualquer origem devem atender às condições e padrões definidos neste artigo.

A Resolução n.º 357/05 no artigo 15, estabelece:

Aplicam-se às águas doces de classe 2 as condições e padrões da classe 1 previstos no artigo anterior, à exceção do seguinte:

I – não será permitida a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;

III – cor verdadeira: até 75 mg/L (Pt/Co);

IV – Turbidez até 100 UNT

Em Santa Catarina, a Lei n.º 14.675, de 13 de abril de 2009, entre outros, classifica os corpos hídricos e define padrões de emissão de efluentes líquidos no estado e, na Seção II, Artigo 177, determina os padrões para emissão de efluentes líquidos e também destaca, de modo semelhante ao da Resolução CONAMA:

XII – os efluentes líquidos além de obedecerem aos padrões gerais anteriores, não deverão conferir ao corpo receptor características em desacordo com os critérios de qualidade de água aos diversos usos benéficos previstos para o corpo de água.

Sendo assim, a medida destes parâmetros no efluente lançado deverá atender a estes critérios, os quais estão intrinsecamente relacionados com a vazão do lançamento e vazão do corpo receptor.

Para o caso de efluente de aterro, a Portaria Normativa n.º 017, da Fundação do Meio Ambiente (FATMA), apresenta valores diferenciados de acordo com a fonte poluidora e para parâmetro específico de toxicidade.

As demais legislações brasileiras vigentes referem-se a efluentes de um modo geral, fixando valores iguais para lançamento de efluentes de qualquer fonte.

4.4.4.2 Legislação ambiental européia

As Diretrizes Europeias (DIRETRIZES EUROPEIAS, 2010), orientam os países da comunidade européia no sentido de uniformizar as ações dos países membros em diversas áreas de atuação, nas quais pode haver interação destes.

No que tange ao meio ambiente e proteção dos recursos e do ser humano, as orientações são muito importantes pois ações incoerentes num país pode comprometer o meio ambiente nos países vizinhos.

A legislação européia foi utilizada neste estudo, vide Anexo 04, para comparar e justificar ações de melhorias em tratamento de efluentes, tomando como exemplo as preocupações levantadas e gerenciadas nos países europeus. Não se pretendeu avaliar toda a legislação ambiental e sim, apresentar somente uma amostra desta, de modo a encontrar similaridades e complementos a situações de melhorias necessárias a serem implantadas no Brasil. O foco do trabalho permaneceu voltado ao ramo de gerenciamento e tratamento de resíduos e efluentes.

Legislações específicas do Estado de Baden-Württemberg foram levantadas neste estudo, porém servem apenas de referencial pois são diferenciadas entre si, dependendo da comunidade e do tipo de atividade desenvolvida. São, portanto, aplicáveis para aquelas atividades específicas, desenvolvidas especificamente naquela localidade e estabelecidas de acordo com as características daquele meio (BADEN WÜRTTEMBERG, 2005).

Os resultados obtidos no ensaio piloto foram tratados estatisticamente e apresentados no Quadro 14, facilitando a avaliação do atendimento aos requisitos legais dos parâmetros monitorados no ensaio piloto e representam as médias dos valores obtidos no ensaio.

Os pontos relacionados foram Ponto 02, sistema de membranofiltração e Ponto 06, tratamento físico químico, por representarem os pontos em que o efluente está apto ao descarte. O Ponto 01, entrada do sistema, foi listado para comparação da eficiência de remoção.

| Parâmetro | Ponto 01 Entrada | Ponto 02 UF + Bio | Ponto 06 FQ | Limite descarga | Legislação Brasileira Vigente |
|-------------------------|---------------------|----------------------|-------------------|------------------------------|--|
| Cor Aparente (PtCo) | 3495 | 705,7 | 590,8 | 75 mg/L | Não definida, mas menciona a qualidade do corpo receptor (CONAMA n.º 430/11) |
| DBO5 (mg/L) | 1776 | 186 | 34 | 60 mg/L ou 80% redução | Lei Estadual n.º 14675, Art. 177 |
| DQO (mg/L) | 3559 | 931 | 776,7 | 200 mg/L | Não definida em SC e legislação Federal |
| Fósforo total (mg/L) | 5 | 0,37 | 0,15 | 4 ou 75% de redução | Lei Estadual n.º 14675, Art. 177 |
| SST (mg/L) | 229 | 6,9 | 35,7 | | Não definida em SC e legislação Federal |
| Turbidez (NTU) | 564 | 1,62 | 5,9 | 100 NTU | Não definida, mas menciona a qualidade do corpo receptor (CONAMA n.º 430/11) |
| Toxicidade VF | 640 | 66 | 34 | 16 | Portaria FATMA n.º 018/02 |
| Toxicidade DM | 32 | 1,5 | 1 | 8 | Portaria FATMA n.º 018/03 |

QUADRO 14 – ATENDIMENTO À LEGISLAÇÃO

FONTE: O autor (2010)

De acordo com o Quadro 14 pode-se verificar que tanto para o sistema físico-químico como para o sistema de membranofiltração, os valores de DBO, fósforo total e turbidez, atendem os valores previstos na legislação. O valor de toxicidade para *Vibrio Fischeri* não atendeu no dia 04 de agosto o previsto na legislação, o que gerou uma média que superou ao permitido em duas vezes.

No Estado de Baden-Württemberg, Alemanha, o valor para toxicidade é ainda mais restritivo permitindo apenas 4 unidades, logo o resultado acima estaria oito vezes superior ao previsto na legislação (BADEN WÜRTTEMBERG, 2005).

Os resultados de cor para os dois processos verificados estão acima do limite estabelecido como padrão para o corpo receptor, logo, segundo a Resolução CONAMA n.º 430/11, o lançamento do efluente, deverá ser efetuado de modo a não causar alterações no mesmo. Embora não haja valor de cor estabelecido como limite de lançamento, é obrigação do responsável pelo lançamento manter o regime de descarga que não interfira na qualidade do corpo receptor.

No caso da CTRB, as vazões de lançamento estão muito aquém de causar alguma influência no Rio Massaranduba, visto que este apresenta vazões em torno de 15.400 m³/h e vazão crítica de 6.750 m³/h. O valor médio de lançamento da CTRB é de aproximadamente 10 m³/h, ou seja, 0,06% da vazão média. Além disto, são efetuados periodicamente monitoramentos no corpo de água receptor, à montante e à jusante (região após a zona de mistura) do lançamento do efluente da CTRB, e nenhuma influência foi apontada até o momento.

O mesmo ocorre no caso da DQO, cujo valor limite não é especificado na legislação estadual catarinense. Contudo, a empresa espera melhorar ainda mais a remoção deste parâmetro, tendo em vista o espelhamento em outras legislações do País, as quais já estabelecem limites para este, estimando obter resultados na ordem de 80% de degradação ou um máximo de 250mg/L de DQO.

Exemplos são as exigências encontradas nos Estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul, Paraná e São Paulo, segundo informações encontradas nos sites de cada um destes Órgãos de Controle Ambiental e resumidos no Quadro 15.

| Estado | DQO máxima (mg/L) |
|-------------------|--|
| Minas Gerais | < 250mg/L. No caso de aterro sanitário, o limite é 90mg/L ou no mínimo 60% de remoção (Deliberação Normativa COPAM n.º 46/2001). |
| Paraná | < 150mg/L para efluentes da avicultura (Portaria IAP n.º 056/2008). |
| Rio de Janeiro | <200mg/L para percolato de aterro sanitário (Deliberação Normativa CECA n.º 4.887/2007) em função carga lançada. |
| Rio Grande do Sul | <450mg/L a <160mg/L, em função do volume descartado (Carga Lançada) (Portaria n.º 05/89 SSMA RS). |
| São Paulo | Não regulamentado, mas cobra-se 70% de remoção, no mínimo. |

QUADRO 15 – LIMITES DE DQO NA LEGISLAÇÃO ESTADUAL

FONTE: O autor (2011) por meio dos sites do IAP, CETESB, FEAM, FEPAM e FEEMA.

Em Minas Gerais, por exemplo, a deliberação Normativa COPAM n.º 46/2001, estabelece em seu Artigo 1º, os limites de DBO₅ e DQO, para lançamentos de esgotos domésticos e percolados de aterros sanitários municipais, diretamente ou indiretamente no corpo de água receptor. Também menciona, em seu parágrafo primeiro, que os valores fixados em 60mg/L e 90mg/L respectivamente, só poderão ser ultrapassados mediante apresentação de estudo de autodepuração e remoção de no mínimo 60% da carga poluidora. O mesmo ocorre no Estado do Rio de Janeiro onde, na Deliberação Normativa CECA n.º 4887, exige-se limite inferior a 200mg/L para percolado de aterro sanitário.

Na Europa, os limites de DQO são geralmente estabelecidos na legislação estadual. No Estado de Baden Württemberg, a legislação estabelece valores limites de DQO para lançamento na faixa de 200mg/L para efluente de aterro, ou dependendo da localidade, valores pré-determinados no processo de licenciamento ambiental (BADEN WÜRTTEMBERG, 2005).

Ambos os processos, atual e MBR, não atingiram os resultados almejados de remoção de DQO. De acordo com Melin (2007, tradução nossa), isto só é possível mediante o uso de Nanofiltração, o que acarretaria em aumento no consumo de energia, visto que a mesma opera a pressões entre 3 a 20 Bar, enquanto que a Ultrafiltração opera a pressões entre 0,1 e 5 Bar.

Entretanto as condições de melhorias pretendidas necessitam de estudos mais aprofundados para verificar sua real aplicabilidade face à ausência de legislação ou outro requisito legal para o parâmetro DQO no Estado de Santa Catarina. No momento aguardam-se mudanças na legislação, principalmente, após a instituição do novo Código Ambiental Catarinense, pela Lei n.º 14.675/2009, o qual menciona em seu Artigo 178, que os padrões de cor e outros parâmetros dos efluentes não mencionados na referida Lei, devem ser regulamentados pelo Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONSEMA). Este fator associado à outorga de uso dos recursos hídricos, que se encontra ainda na fase de cadastro no Estado, possivelmente implicará na necessidade das melhorias acima mencionadas (SANTA CATARINA, 2009).

Comparando as exigências no Brasil com as exigências na Alemanha, tem-se que a legislação ambiental alemã é específica para efluente de aterro e define padrões para lançamento direto e indireto, enquanto que a legislação ambiental brasileira em geral ainda não é específica, ou seja, não estabelece limites

dependendo da fonte geradora e da carga lançada. São apenas alguns Estados brasileiros que adotam este conceito. Desta forma não é possível mensurar o real grau de interferência de cada atividade no meio ambiente e, a partir disto, estabelecer os limites de controle necessários.

4.5 AVALIAÇÃO DA APLICAÇÃO DO SISTEMA COM MEMBRANAS EM SUBSTITUIÇÃO DO DECANTADOR SECUNDÁRIO E TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO

A análise dos resultados dos ensaios para remoção de cor, turbidez, DQO, sólidos e toxicidade mostrou ser viável a substituição do atual processo físico-químico e decantador secundário pelo processo de membranofiltração.

A instalação do processo por membranas acoplado ao reator biológico permite uma otimização do mesmo, em termos de incrementos na vazão, com o aumento do teor de sólidos e a conseqüente aceleração da degradação, diminuindo o tempo de residência do efluente no reator, sendo este um importante fator a ser considerado.

Caso o aumento de vazão não seja necessário tem-se a opção de realizar a concentração de sólidos em tanque adicional, utilizando a membranofiltração na seqüência do reator biológico. O objetivo disto é levar a degradação ao extremo, de modo que substâncias não degradadas, somadas como DQO, possam ser assim separadas do efluente, podendo alcançar valores de degradação de DQO e também de cor, superiores ao obtido no processo atual (biológico associado ao físico químico).

A etapa de decantação secundária, mostrada na Figura 58, é ineficiente a valores de IVL elevados e, conseqüentemente, o efluente resultante pode conter altos valores de sólidos suspensos. Substituindo-se o decantador secundário pelo sistema de membranofiltração, além das vantagens acima mencionadas, cessa a preocupação em manter IVL ideal, pois sobre o processo por membranas este parâmetro não tem influência. O sistema com membranas substitui perfeitamente a etapa de decantação secundária por gravidade, com a vantagem de não limitar

valores de IVL e de permitir um retorno de sólidos ao reator biológico, com uma alta concentração de biomassa.



FIGURA 58 – ETAPA DE DECANTAÇÃO SECUNDÁRIA
FONTE: O autor (2010)

O processo MBR é exclusivamente dependente do bom desempenho do reator biológico. Ou seja, caso o sistema biológico não esteja operando adequadamente, o efluente resultante do sistema MBR, será límpido, porém reproduzirá para os demais parâmetros, a eficiência obtida no reator biológico, pois é neste último que ocorre a degradação dos poluentes, sendo o sistema UF simplesmente um meio filtrante.

No caso da substituição do sistema de tratamento físico químico pelo sistema UF, embora as eficiências obtidas no sistema UF foram, em alguns casos, menores do que as do processo atual (associação biológico e físico-químico), o processo UF leva vantagem por ser mais uniforme e não exigir tanto controle como o processo físico-químico. A Figura 59 ilustra a comparação entre o processo atual com tratamento biológico e físico químico e o processo proposto com MBR. Nela podem ser observados claramente os objetivos de substituição das etapas de decantação secundária e processo físico químico (D2, FQ e D3) de modo a simplificar as operações na ETE.

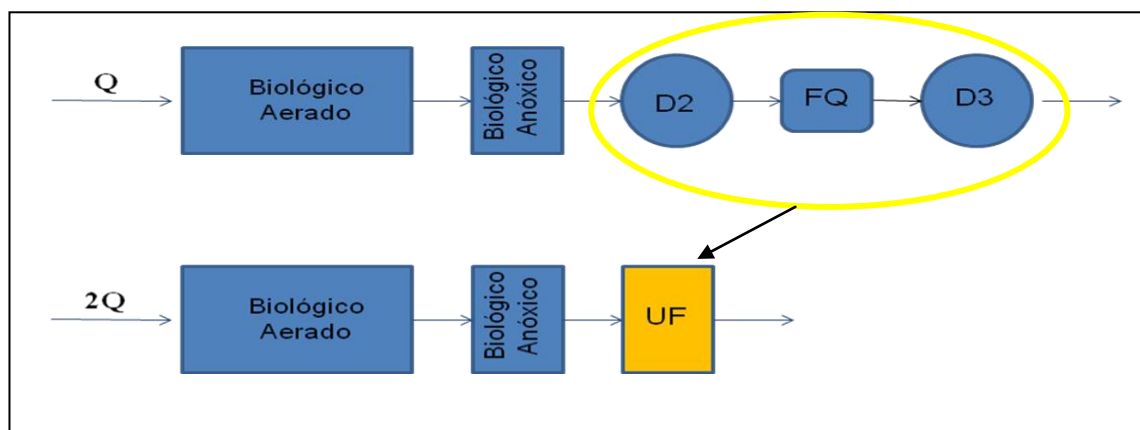


FIGURA 59 – ESQUEMAS DO PROCESSO DE TRATAMENTO ATUAL E PROPOSTO
 FONTE: O autor (2011)

Comparando a eficiência de ambos os processos tem-se que a eficiência do processo atual foi, para a maioria dos parâmetros analisados, levemente superior à eficiência do processo MBR, porém o MBR é indiscutivelmente mais eficiente na remoção de sólidos e conseqüente diminuição da turbidez a valores quase nulos.

Apesar do processo por membranas ser mais dispendioso do que o processo físico químico os benefícios de ordem técnica e ambiental levam a apontá-lo como a tecnologia adequada para garantir bons resultados e atendimento à legislação atual e futura.

O Processo MBR é tecnicamente o processo mais indicado para se obter resultados confiáveis e estáveis numa planta de tratamento de efluente de aterro. É um processo de alta seletividade e pode ser utilizado também com o objetivo de desinfecção. Além disto, o MBR é fácil de operar.

Ambientalmente, o processo MBR é mais indicado, pois o mesmo não agrega substâncias químicas ao processo, sendo esta uma tecnologia limpa. Há de se considerar, porém a necessidade de reduzir o consumo de energia elétrica pelo sistema.

O sistema com membranas substitui também a etapa de tratamento terciário, porém a custos mais elevados e com eficiências levemente inferiores para os parâmetros cor e DQO.

4.6 AVALIAÇÃO DA APLICAÇÃO DO SISTEMA MBR NA CTRB

Para realizar esta avaliação foi necessário considerar algumas diferenças importantes entre o Brasil e a Alemanha, por ser este último, o País detentor da tecnologia utilizada. Os principais aspectos levantados encontram-se apresentados no Quadro 16.

| <i>Alemanha</i> | <i>Brasil</i> |
|--|---|
| <ul style="list-style-type: none"> • País mundialmente conhecido por sua consciência ecológica; • Referência mundial em termos de meio ambiente. Ampla formação profissional na área de meio ambiente; | <ul style="list-style-type: none"> • Vasto território rico em recursos naturais; • 20% da biodiversidade do mundo; • País em crescente desenvolvimento; • Ambiente natural ameaçado pelo desenvolvimento; |
| <ul style="list-style-type: none"> • Alto grau de escolaridade e padrão cultural; • Domínio da tecnologia de membranofiltração; • Maior aceitação a novas tecnologias e normas; • Líder científico e tecnológico; | <ul style="list-style-type: none"> • Educação de um modo geral ainda é um grave problema; • Fase inicial da aplicação da membranofiltração; • Possui renomados institutos de pesquisa, porém desenvolvimento científico e tecnológico necessita atenção; |
| <ul style="list-style-type: none"> • 4ª maior economia mundial por PIB nominal; • 2º maior importador e exportador de produtos; • 2º maior orçamento anual de ajudas ao desenvolvimento mundial; • Alto padrão de vida com excelente sistema de segurança pública; | <ul style="list-style-type: none"> • 8ª maior economia mundial por PIB nominal e está em crescente desenvolvimento; • Distribuição e gestão desigual de recursos; • Sérios problemas com saúde, saneamento básico e segurança pública; |
| <ul style="list-style-type: none"> • Possui legislação clara e aplicável. Específica para fonte poluidora com padrões para lançamento direto e indireto, justificando a necessidade do uso de melhores tecnologias; | <ul style="list-style-type: none"> • Possui legislação completa, extensa, porém com dificuldades quanto ao cumprimento; |

QUADRO 16 – COMPARAÇÃO BRASIL X ALEMANHA

FONTE: FMI (2010, tradução nossa); IPEA (2010/11); WORLD FACTBOOK (2010, tradução nossa).

O contexto mostrado anteriormente torna as condições alemãs favoráveis à aplicação de técnicas mais sofisticadas em prol do desenvolvimento sustentável. A aceitação de novas tecnologias em virtude do benefício por elas causado ao meio ambiente é ampla, atingindo todas as classes sociais, de modo que os responsáveis pelas unidades de tratamento não sofrem pressões sociais e políticas neste sentido.

Já a realidade brasileira está muito aquém e possui entraves tanto políticos como culturais e econômicos para o devido desempenho ambiental.

De acordo com Weschenfelder (2010), a chave para o desenvolvimento sustentável é a participação, organização, a educação e o fortalecimento das pessoas. Deve ser apropriado não só aos recursos e ao meio ambiente, mas também à cultura, história e sistemas sociais do local onde ocorre. Ressalta também, corroborando com o dito acima, que nenhum sistema social pode ser mantido por um longo período quando a distribuição dos benefícios e os custos são extremamente injustos.

No caso da gestão de resíduos, o Brasil possui cerca de 72 aterros aptos a receberem resíduos industriais cadastrados na ABETRE. Destes, boa parte trata efluentes na própria unidade de tratamento dos resíduos. Os demais se utilizam de outras estações para este objetivo. O tratamento biológico é o mais utilizado e geralmente associado a uma unidade de tratamento físico-químico (ABRELPE, 2008).

Em Santa Catarina, das cinco unidades cadastradas, somente duas tratam os efluentes na própria unidade. O tratamento das duas unidades é bastante semelhante, passando por processos, biológico e físico-químico. Não são processos que envolvem alta tecnologia, mas são plenamente aplicáveis em termos de Brasil, pois não necessitam de muitos recursos para implantação e operação.

Para aperfeiçoamento das técnicas utilizadas no País e melhorias na qualidade do efluente tratado, bem como em outras áreas do meio ambiente, o Brasil precisa buscar referências internacionais de desenvolvimento e aprendizado. No caso da realidade alemã, o acesso e facilidades para implantação, operação e manutenção de tecnologias de ponta são bem maiores do que no Brasil.

O sistema de membranas, aqui avaliado, é amplamente utilizado na Alemanha. No Brasil, é utilizado em processos produtivos, porém seu uso no tratamento de efluentes ainda é pouco difundido. Os principais motivos referem-se

ao custo da tecnologia e dificuldades técnico-operacionais, como domínio da técnica e manutenção.

O sistema MBR possui altos custos de implantação com pouca previsão de amortecimento destes custos em médio prazo, sendo então, praticamente inviável sua aplicação no Brasil para tratamento de efluente de aterro, quando analisado por este prisma. Assim, torna-se necessário viabilizar economicamente a aplicação do sistema MBR.

Nas estações de tratamento da Alemanha são utilizadas modernas tecnologias para tratamento dos efluentes e realizados constantes investimentos em pesquisa para aperfeiçoar os processos a fim de reduzir custos no sentido de diminuir cada vez mais os gastos com o tratamento de efluentes.

A legislação ambiental brasileira define padrões para lançamento de efluentes, que embora muitas vezes não sejam tão rigorosos como os padrões alemães, mas são difíceis de atingir com as tecnologias mais utilizadas no País. Em contrapartida, a disponibilidade de crédito para financiamento de obras com tecnologias de ponta, testadas e aprovadas no primeiro mundo, no intuito de melhorar e possibilitar o atendimento aos padrões legais, ainda é pequena no Brasil.

Desta forma, a aplicação de processos como este, testado para melhorar a condição de lançamento de efluente de aterro, prevendo mudanças futuras na legislação, é difícil de ser sustentado.

O Quadro 17 resume os principais aspectos que diferenciam a aplicação do sistema MBR na CTRB - Brasil e Alemanha levando em consideração a realidade de cada país mostrada anteriormente no Quadro 16.

Deve ser levado em conta, porém, que este estudo foi direcionado ao efluente da CTRB, a qual já possui um sistema eficaz de tratamento, cujos resultados atendem aos requisitos legais sem a necessidade do investimento discutido. Portanto, é interessante testar também variantes deste processo, de modo a obter resultados mais expressivos em termos de custos e que permitam sua viabilidade econômica.

De outro lado, se o processo MBR for analisado do prisma de tecnologias limpas, com certeza, merece especial atenção, pois possibilita o atendimento à legislação, sem a necessidade de agregar mais produtos ao efluente, além de permitir concentrar o tratamento em áreas relativamente menores, o que possibilita

melhor degradação dos poluentes no reator biológico e, portanto diminuindo mais ainda os impactos ambientais.

| Aspecto | MBR (Alemanha) | MBR (CTRB) |
|----------------|--|---|
| Ambiental | <ul style="list-style-type: none"> • MBR muito utilizado por ser mais estável, eficaz e não agregar subprodutos ao efluente; • MBR necessário para atender aos requisitos de lançamento; | <ul style="list-style-type: none"> • MBR mostrou-se estável, contudo menos eficiente que o processo físico químico (FQ). Se utilizado para substituir o FQ evita agregar produtos químicos ao efluente; • Requisitos de lançamento do Brasil atendidos pelos processos MBR e FQ; • MBR consome mais energia elétrica do que o processo atual com FQ; |
| Técnico | <ul style="list-style-type: none"> • Há disponibilidade de peças de reposição, mão-de-obra especializada e pessoal técnico habilitado para o processo MBR; • Fabricam membranas e equipamentos para MBR; | <ul style="list-style-type: none"> • Não há peças de reposição a pronta entrega no Brasil e assistência técnica especializada para troca e manutenção das membranas fabricadas no exterior; • Só há um fabricante de membranas no Brasil e apenas algumas representações sólidas; |
| Econômico | <ul style="list-style-type: none"> • Menor consumo de energia elétrica: € 0,125/m³ (R\$ 0,30/m³); • Custos de implantação aceitáveis para o mercado alemão; | <ul style="list-style-type: none"> • Maior consumo de energia elétrica verificado no piloto; R\$ 2,43/m³; • Altos custos de implantação para a realidade brasileira; |
| Legal | <ul style="list-style-type: none"> • Resultado do tratamento atende aos padrões exigidos; | <ul style="list-style-type: none"> • Apesar de atenderem aos requisitos legais, ambos os processos, MBR e FQ não atingiram metas de redução de DQO com uso da UF; • NF atende metas, mas é inviável economicamente; |

QUADRO 17 – COMPARAÇÃO DO USO DO MBR NO BRASIL (CTRB) E NA ALEMANHA
FONTE: O autor (2011)

5.0 CONCLUSÕES

As estações visitadas na Alemanha utilizam-se das mais modernas tecnologias para obter os resultados necessários de acordo com as exigências legais das localidades onde os aterros estão inseridos. Isto se deve principalmente ao alto padrão de desenvolvimento sócio-econômico daquele País. A tecnologia de biorreator com membranas é freqüentemente utilizada em estações de tratamento de efluentes de aterro por ser uma tecnologia capaz de fornecer as condições necessárias para o alcance dos propósitos do tratamento.

Neste trabalho foi avaliado o desempenho do uso de biorreator com membranas no tratamento de efluente de aterro industrial, sob aspectos ambientais, técnicos, econômicos e legais, em comparação com processos convencionais de tratamento. A configuração em teste permitiu a avaliação do sistema biológico por lodos ativados associado ao processo físico-químico (considerado aqui processo atual) em comparação com sistema biológico por lodos ativados associado ao processo de membranofiltração com membranas de ultrafiltração, denominado MBR.

Com base nos resultados obtidos, comprova-se a hipótese levantada no início dos trabalhos, concluindo que:

É tecnicamente possível substituir o sistema atual pelo sistema de MBR, pois o MBR melhora o desempenho no reator biológico por meio do aumento do teor de sólidos e a conseqüente aceleração da degradação. Também proporciona incrementos na vazão, diminuindo o tempo de residência do efluente no reator biológico o que permite concentrar o tratamento em áreas relativamente menores.

Do ponto de vista ambiental, esta substituição também é viável e indicada, pois se trata de tecnologia limpa e livre da adição de produtos químicos ao efluente.

Quanto ao atendimento aos requisitos legais de lançamento de efluente, ambas as técnicas são satisfatórias, porém o MBR apresenta maior estabilidade permitindo menos ajustes de processo para manter os parâmetros dentro dos limites estipulados. No caso da legislação ambiental mudar para parâmetros mais restritivos, o sistema MBR permite acoplar outros sistemas de membranas mais

eficientes, tais como nanofiltração e osmose reversa, as quais proporcionarão facilmente os resultados esperados. Já o sistema físico-químico está no seu limite, e com certeza não atenderá aos limites de DQO, por exemplo, caso este seja alterado no Estado de Santa Catarina do modo como é em outros estados da Federação.

E finalmente, os custos operacionais apontaram um aumento de despesas na ordem de 33% em relação ao processo atual. Além disto, os altos custos de implantação tornam o processo de MBR inviável economicamente na atual conjuntura para tratamento de efluente de aterro no Brasil. Para viabilizar esta aplicação será necessário o estabelecimento de parcerias com empresas fabricantes, no sentido de diminuir os custos de implantação e manutenção, que ainda são muito elevados.

Sendo assim, as questões de pesquisa também foram satisfeitas, recomendando o sistema avaliado para o tratamento de efluentes de aterro industrial, porém, com a necessidade de se viabilizar economicamente esta aplicação.

Uma alternativa a ser considerada é a comercialização do serviço de tratamento de efluentes das estações dos aterros, permitindo que o mesmo venha a gerar receita, tratando efluentes de outras fontes geradoras municipais ou industriais, de modo a encurtar o tempo de amortecimento do investimento necessário à instalação do sistema MBR.

6.0 RECOMENDAÇÕES

Visando a continuidade do estudo e a busca de um meio compatível com a realidade brasileira para uso do sistema de membranas no tratamento de efluente de aterro, sugere-se:

- 1- Testar variantes do processo, utilizando, por exemplo, módulos de membranas externos ao tanque e avaliando o seu desempenho e, principalmente os custos de operação como manutenção, consumo de energia e reposição de membranas;
- 2- Outra variante que pode ser testada neste sentido é a colocação de membranas de sacrifício, ou seja, instalar membranas de microfiltração antes das membranas de ultrafiltração, monitorando o aumento de vida útil que será assim proporcionado;
- 3- Avaliar o desempenho do uso da filtração por membranas em outro ponto do processo de tratamento. Sugere-se a instalação do mesmo na sequência do tratamento físico-químico, de modo que este seja então, um pré-tratamento, com o objetivo de aumentar a vida útil das membranas e com isto reduzir custos;
- 4- Realizar testes com membranas fabricadas no Brasil, verificando se a aplicação destas e de módulos montados no País, reproduzam ou melhorem ou as condições verificadas neste estudo, principalmente na questão de custos de investimento;

REFERÊNCIAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2008**. São Paulo: Pesquisa PrincewaterhouseCooper. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/download_panorama.php>. Acesso em: dez. 2009.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. Agência Nacional de Águas. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual>>. Acesso em: 2010.

ALBA, A. R. F. GARCIA, P. L. GARCIA, R. R. VALIÑO, M. D. FERNANDEZ, S. V. GARCIA, J.M.S. **Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales**. Madrid: Edupubli. Biblioteca virtual, 2006. Disponível em: http://www.madrimasd.org/informacionidi/biblioteca/publicacion/doc/vt/vt2_tratamientos_avanzados_de_aguas_residuales_industriales.pdf. Acesso em mar. 2010.

AMARAL, M.S. SILVA, D.D. QUEIROZ, L.M. MORITA, D.M. SOBRINHO, P.A. **Coagulação-Floculação como pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Trabalho apresentado no XXXI Congresso Interamericano AIDIS. Chile, out.2008.

ANON, M. **MBR technology, filtration industry analyst**. Jul. 2003, p.14.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS FABRICANTES DE MATERIAIS E EQUIPAMENTOS PARA SANEAMENTO - ASFAMAS. **Cartilha de Gerenciamento de Resíduos Sólidos**. São Paulo, 2007. Disponível em <http://www.asfamas.org.br/>. Acesso em 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004** – Resíduos sólidos classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.157** – Aterros de resíduos perigosos, critérios para projeto, construção e aprovação. Rio de Janeiro, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.896** – Aterros de resíduos não perigosos critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro.1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8418** – Apresentação de projetos de aterros para resíduos industriais perigosos. Rio de Janeiro.1984.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419** – Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos urbanos. Rio de Janeiro.1996.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14001**. Associação Brasileira de Normas Técnicas ABNT. Rio de Janeiro.2004.

BADEN WÜRTTEMBERG. **Vorschriftensammlung der Gewerbeaufsicht Baden-Württemberg**. Baden Württemberg, 2005.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2.ed. Porto Alegre:Bookmann, 2002.

BELA SANTA CATARINA. **Mapa de Santa Catarina**. Disponível em: <<http://www.mapas-brasil.com/santa-catarina.htm>>. Acesso em:: Abr. 2011.

BERTAZZOLI, R; PELEGRINI, R. Descoloração e degradação de poluentes orgânicos em soluções aquosas através do processo fotoeletroquímico. **Revista Química Nova**, São Paulo, volume 25, edição 3 abr. 2002. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-40422002000300022&script=sci_arttext>. Acesso em: out. 2009.

BIDONE, R. F. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos**. Blucher Acadêmico, 2008.

BILITEWSKI, B. HÄRDTLE, G. MAREK, K. WEISSBACH, A. BOEDDICKER, H. **Waste management**. Germany: Springer,1994. 699pg.

BRAILE, P. M; CAVALCANTI, J. E. W.A. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. São Paulo: CETESB, 1993. 764 p.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA 397/2008 – altera o inciso II do § 40 e a tabela X do § 50, ambos do art. 34 da resolução do Conselho Nacional do Meio ambiente - CONAMA Nº 357, de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília, DF, 2005. Banco de Dados SOGE, VERDE GAIA, Nova Lima – MG, atualizado em mai. 2011.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Senado, 1988.

BRASIL. Lei Nº 12.305/2010. Intitui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS); Altera a Lei Nº 9.605, de 12-02-1998; e dá outras providências. Brasília, DF, 2010. Banco de Dados SOGE, VERDE GAIA, Nova Lima – MG, atualizado em mai. 2011.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 430 de 16 de maio de 2011. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para lançamento de efluentes em corpos de água receptores, alterando parcialmente e complementando a Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005. Brasília, DF, 2005. Banco de Dados SOGE, VERDE GAIA, Nova Lima – MG, atualizado em mai. 2011.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 357/05 – Conselho Nacional de Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos de água, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005. Banco de Dados SOGE, VERDE GAIA, Nova Lima – MG, atualizado em mai. 2011.

CASTILHOS JR, A. B. REICHERT, G. A. **Projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários**. Florianópolis: UFSC, 2007. RECESA (Rede Nacional de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental).

CASTILHOS JR, Armando Borges de. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES, Rima, 2003. 294p.:Il. Projeto PROSAB.

CELENZA, Gaetano Joseph. **Specialized Treatment Systems**. Technomic. USA. 2000.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - SP. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. Cetesb, 1987.

_____. **Legislação**. Disponível em: www.cetesb.sp.gov.br. Acesso em: fev. 2011.

_____. **Resíduos Sólidos Industriais**. Ascetesb. São Paulo-SP, 1985.

DACANAL, M. **Tratamento de lixiviado através de filtro anaeróbio associado a membrana de microfiltração**. 2006. 142 f. Dissertação (Mestrado em Materiais) – Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul.

DIRETIVAS EUROPEIAS. **Diretivas Européias**. Disponível em: <<http://eur-lex-europa.eu>>. Acesso em: mar. 2010.

_____. Diretiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de Novembro de 2008 relativa aos resíduos e que revoga certas diretivas. Disponível em <<http://eur-lex-europa.eu>>. Acesso em: 2010.

DEL BEL, D. **Resíduos industriais no Brasil: destinação final e perfil do setor de tratamento de resíduos**. São Paulo: ABETRE, 2010. Disponível em: <http://www.senado.gov.br/web/comissoes/cma/ap/AP_20070627_ABETRE_Politicas_Publicas_Residuos_Industriais.pdf> Perfil do Setor>. Acesso em: dez. 2010.

DI BERNARDO, L. DANTAS, A. DI B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2.ed. Vol.1. São Carlos: Rima, 2005. 792 p.

DIAS, Tiago. Membranas: meio filtrante de tecnologia avançada. **Revista e Portal Meio Filtrante**, ano V, edição 23, 23 nov. 2006. Disponível em: <www.meiofiltrante.com.br/materiais.asp?action=detalhes&id=265>. Acesso em: 19 fev. 2010.

FISCHER, K. **Gerenciamento de lixo urbano e industrial (Management Von Siedlungs – und Industrieabfällen)**. Stuttgart, 2009.

_____. **Emissões de estações de tratamento de resíduos**. Stuttgart, 2010.

FMI – *International Monetary Fund*. Disponível em: <www.imf.org/external/index.htm>. Acesso em: janeiro de 2011.

FRANKE, M; WHITE, P.R. HINDLE, P. **Integrated solid waste management: a lifecycle inventory**. Gaithersburg, Maryland: Aspen Publishers, 1999.

FURTADO, M. **Cresce o uso da tecnologia de MBR no Brasil na indústria e no saneamento**. Revista Química e Derivados on-line, São Paulo, edição 494, fev. 2010. Seção Tratamento de Efluentes. Disponível em: <<http://www.quimicaederivados.com.br/revista/qd494/agua/efluentes01.html>>. Acesso em: mar. 2010.

_____. **Retração nos projetos estimula oferta de terceirização por BOTs, BOOs, AOTs ou AOOs....** Revista Química e Derivados on-line. São Paulo, edição 483, mar. 2009. Seção Tratamento de Efluentes. Disponível em:

<<http://www.quimicaederivados.com.br/revista/qd483/agua/agua.01html>>. Acesso em: 10 mar. 2010.

GARG, S.K. MODI, D.R. **Decolourization of pulp-paper Mill effluent by White-rot fungi**. Revista Biotechnol. 19(2): 85-112, 1999.

GIORDANO, G. **Efluentes industriais e reuso. Uma empresa de fibra**. <http://www.ufmt.br/esa/Modulo_II_Efluentes_Industriais/Reuso.ppt#309,1,Folie_1>. Acesso em: 2009.

_____. **Tratamento e controle de efluentes industriais**. Disponível em: <http://www.ufmt.br/esa/Modulo_II_Efluentes_Industriais/Apost_EI_2004_1ABES_Mato_Grosso_UFMT2.pdf>. Acesso em: 2009.

GOMEZ, M. J. G. **Seminário de especialização em gestão de resíduos: minimização e valorização**. Promovido pela Federação das Indústrias do Estado de Santa Catarina – FIESC em parceria com a Universidade de Sevilla, 2010.

GOOGLE MAPS. **Localização do Aterro Eichholz – Winnenden - Alemanha**. Disponível em: < <http://maps.google.com.br/maps?hl=pt-BR&tab=wl>>. Acesso em: mai. 2011.

HANS HUBER AG. **Huber Technology**: sistema biológico com membranas. Material de divulgação da empresa. Disponível em: < www.huber.de>. Acesso em: 2009.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores Sociais – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro: IBGE, 2008. 219p. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. Acesso em: jan.2011.

IPEA. Instituto Nacional de Pesquisas Econômicas Aplicadas. **Radar**. Disponível em: <www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFS/radar/101216_radar11.pdf>. Acesso em: fev. 2011.

_____. **Revista Tempo do Mundo**. Disponível em: <www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFS/radar/100923_port02.pdf>. Acesso em: fev. 2011

JUDD, S. **Membrane technology**. In *Proceedings MBRS*. Jul. 2005.

LAITINEN, N. LUOSNI, A. VILEN, J. **Landfill leachate treatment with sequencing batch reactor and membrane bioreactor**. Artigo técnico publicado por Elsevier B.V. Desalination 191: 2006. Disponível em: <<http://www.elsevier.com/locate/desl>>. Acesso em: fevereiro de 2010. Elsevier, 2006.

LI, N. N. FANE, A. G. HO, W.S. W. MATSUURA, T. **Advanced membrane technology and applications**. U.S.A.: Wiley, 2008.

MELIN, T. RAUTENBACH, R. **Membranverfahren: Grundlagen der modul - und Anlagenauslegung**. Heidelberg: Springer, 2007. 583 pg.

MENZEL, Uwe. **Tecnologia industrial de águas e efluentes**: apostila do mestrado EDUBRAS-MAUI. Stuttgart: 2009.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering**: Treatment and Reuse. 4 ed rev. U.S.A.: McGraw Hill, 2003.

MINAS GERAIS - FEAM – Fundação Estadual do Meio Ambiente – Minas Gerais. **Legislação**. Disponível em: www.feam.br e <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/action/consultaPublicacoes.do>>. Acesso em: fev. 2011.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa COPAM n.º 46, de 09 de agosto de 2001. Estabelece alteração no limite de eficiência em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio para os sistemas de tratamento de esgotos domésticos e de percolado de aterros sanitários municipais e dá outras providências. **Diário do Executivo**. Minas Gerais, 10 de ago. 2001.

MORAES, P. B.; BERTAZZOLI, R. **Degradação fotoeletroquímica de chorume de lixo gerado em aterros sanitários**. Resumo de Tese Pós Doutorado 2005. Disponível em: <<http://www.cori.rei.unicamp.br/BrasilJapao3/Trabalhos2005>>. Acesso em nov.2009.

MORAIS, J. L. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário**. 2005. 229 f. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. Disponível em: <http://dspace.c3sl.ufpr.br:8080/dspace/bitstream/handle/1884/3523/TESE%20DOUT>

[%20PPGQ%20JOSMARIA%20LOPES%20DE%20MORAIS.pdf;jsessionid=F0EA482D57B5CD74377D76E97401C6A6?sequence=1](#). Acesso em out. 2009.

MUDRACK, K. KUNST, S. **Biologie der abwasserreinigung**. Capítulo 5: *Auflage*. Spektrum. Heidelberg, 2010.

NASCIMENTO, T. C. MOTHÉ, C. G. **Gerenciamento de resíduos sólidos industriais**. *Revista Analytica*, Rio de Janeiro, edição 27, fev/mar. 2007. Disponível em: http://www.revistaanalytica.com.br/ed_anteriores/27/art02.pdf. Acesso em 10 fev. 2011.

NEOTEX Consultoria Ambiental Ltda. Sistema biológico com membranas. Material de divulgação da companhia. São Paulo, 2010. Disponível em: www.neotex.com.br/sobre.htm. Acesso em: 2011.

NUNES, J. A. **Tratamento Físico Químico de Águas Residuárias Industriais**. 2ª Ed. Aracaju:Gráfica Editora J.Andrade.1996.

PACHECO, J. R. ZAMORA, P. G. P. Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, vol.9, n.º4, out-dez. 2004.

PAM Membranas Seletivas. **Material de divulgação da empresa**. Disponível em: <http://www.pam-membranas.com.br>. Acesso em: dezembro de 2010.

PARANÁ - IAP – Instituto Ambiental do Paraná. **Legislação**. Disponível em: www.iap.org.br.
<http://celepar7.pr.gov.br/sia/AtosNormativos/form_list_consatos.asp> . Acesso em: jan. de 2011.

_____. Portaria IAP n.º 056 de 16 abril de 2008. Estabelece condições e critérios e dá outras providências, para o licenciamento ambiental de Empreendimentos de Avicultura. Disponível em: http://celepar7.pr.gov.br/sia/atosnormativos/form_cons_ato1.asp?Codigo=2062. Acesso em: jan. de 2011.

PUC. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. www.puc-rio.br. Disponível em: <http://www2.dbd.puc-rio.br/pergamum/tesesabertas/0612046_08_cap_02.pdf>. Acesso em: mai.2011.

QUÍMICA E DERIVADOS. **Revista Química e Derivados**, ed. n.º 459. Disponível em: <<http://www.quimica.com.br/revista/qd459/tratamentos4.html>>. Acesso em: Out. 2010.

_____. **Revista Química e Derivados**, ed. n.º 483. Disponível em: <<http://www.quimica.com.br>>. São Paulo: Editora QD, 2009.

RECESA - Rede Nacional de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental. **Esgotamento sanitário: operação e manutenção de sistemas simplificados de tratamento de esgotos**. Secretaria Nacional de Saneamento ambiental. Belo Horizonte - MG: Recesa, 2008.

RENOU, S. GIVAUDAN, J.G. POULAIN, S. DIRASSOUYAN, F. MOULIN, P. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity**. Artigo técnico publicado em *Journal of Hazardous Materials*. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: fevereiro de 2010. Elsevier, 2008.

RIO DE JANEIRO - INEA – Instituto Estadual do Ambiente. FEEMA – Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente – RJ. **Legislação**. Disponível em <www.feema.rj.gov.br>. Acesso em: Fe. 2011.

RIO DE JANEIRO. Deliberação CECA/CN n.º 4.887 de 25 de setembro de 2007. Aprova a DZ-205, R-6 – Diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial. CECA – Comissão Estadual de Controle Ambiental – RJ. Disponível em <www.feema.rj.gov.br> e http://www.iusnatura.com.br/news09/news03_continua_arquivos/CECA4887_07.pdf. Acesso em: Fe. 2011.

RIO GRANDE DO SUL - FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler – RS. **Legislação**. Disponível em: <www.fepam.rs.gov.br/consema/consema>. Acesso em: fev.2011.

_____. Portaria n.º 05/89, de 16 de março de 1989. Aprova a Norma Técnica n.º 01/89 que dispõe sobre critérios e padrões de efluentes líquidos a serem observados por todas as fontes poluidoras que lancem seus efluentes nos corpos de água interiores do Estado do Rio Grande do Sul. SSMA - Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente. Porto Alegre, 1989.

ROBINSON, Tony. **Membrane bioreactors: Nanotechnology improves landfill leachate quality**. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: fevereiro de 2010.

RODRIGUES, Flávia Simões Ferreira. **Aplicação da ozonização e do Reativo de Fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro.

SANTA CATARINA - FATMA. – Fundação do Meio Ambiente. **Legislação**. Disponível em: <www.fatma.sc.org.br>. Acesso em: janeiro de 2011.

_____. Portaria Nº 017/02 de 18 de abril de 2002 - Estabelece os Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens e dá outras providências. Florianópolis, 2002.

SANTA CATARINA. Lei Nº 14.675, DE 13-04-2009 – intitui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. Florianópolis, 2009.

SENAI – Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial. **Ensaio de coagulação / floculação**. Apostila do Curso Técnico em Meio Ambiente. 2002.

SMASP - SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO. **Gerenciamento de resíduos sólidos: uma visão do futuro**. Governo do Estado de São Paulo e Governo do Estado da Baviera. São Paulo, 2005.

SNSA – SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2007**. Brasília – DF: MCIDADES. SNSA, 2009.

UMWELT Biotecnologia Ambiental Ltda. Material de divulgação da empresa. Disponível em: <www.umwelt-sc.com.br>. Acesso em: jan. 2011.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS – UFMG. **Aperfeiçoamento de tecnologias de tratamento de esgotos para remoção de nutrientes, visando a distintos usos do efluente tratado e do corpo receptor**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Disponível em: <http://www.finep.gov.br/prosab/5_esgoto_ufmg.htm>. Acesso em maio de 2011.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ. Sistemas de Bibliotecas. **Teses, dissertações, monografias e trabalhos acadêmicos**. Curitiba: Editora UFPR, 2000. (Normas para apresentação de documentos científicos, 2).

VAN DER ROEST, H.F. Laurence...[et.al.]. **Membrane bioreactor in municipal wastewater treatment**. IWA. Londres, 2002.

VIANA, P. Z. **Biorreator com membrana aplicado ao tratamento de esgotos domésticos: avaliação do desempenho de módulos de membranas com circulação externa**. 2004. 162 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: lodos ativados**. Volume 4. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.

_____. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de águas**. Volume 1. 3ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

WANG, L.K. HUNG, Y. LO, H. H. YAPIJAKIS, C. **Waste treatment in the process industries**. New York: Informa, 2006.

WEDI, D. *et al.* **Betriebsergebnisse der MBR Monheim Abwasserreinigung und Erhalt der Permeabilitäten Mittels Chlorfreier Chemischer Reinigung Proceedings**. Vol. 6. ISBN: 2005.

WEHRLE UMWELT GmbH. **Innovative water treatment and waste handling**. Stuttgart, 2009.

WESCHENFELDER, W. **Relação Homem x meio ambiente: uma equação a redefinir**. Disponível em: <<http://geocities.ws/wilsonjuniorw/Trabalhos/ApostEASecStaCruz.pdf>>. Acesso em: fev. 2010.

WILLIAMS, Paul T. **Waste treatment and disposal**. 2ed. Wiley.England. 2005.

WORLD FACTBOOK. **Alemanha/Brasil**. Disponível em: <<https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/geos/br.html>>. Acesso em: janeiro de 2011.

ANEXOS

ANEXO 01 – PROCEDIMENTO PARA LIMPEZA QUÍMICA DAS MEMBRANAS

1. Ajustar o sistema no painel de controle;
2. Com os parâmetros ajustados, desligar o equipamento da tomada;
3. Retirar o módulo de dentro do tanque de aeração, mantendo as mangueiras conectadas;
4. Com água (não utilizar alta pressão) remover o excesso de sujeira;
5. Preencher um tanque de 240L (poderá ser utilizado de 200L) com água limpa;
6. Submergir o módulo de membranas na água limpa;
7. Ligar o equipamento na tomada, deixar transbordar o excesso de água, quando não estiver transbordando água iniciar o preparo da solução de hipoclorito de sódio;
8. A solução de hipoclorito de sódio no tanque deverá ter uma concentração de cloro ativo entre 500 – 2.000 ppm;
9. Sendo assim utilizando-se um tanque de 240 L (ou 200L*), dosar entre 0,9 L (500 ppm) até 3,5 L (2.000 ppm) de hipoclorito de sódio comercial (com 10 a 12 % de cloro ativo)
* caso o tanque seja de 200 L dosar entre 0,7 L (500 ppm) e 2,9 L (2.000 ppm)
10. A limpeza química deverá ter duração de 2 a 4 horas;
11. Finalizando o período de limpeza com hipoclorito de sódio, desligar o equipamento e descartar a solução;
12. Repetir as etapas de 5 a 7, porém na etapa 7 substituir o hipoclorito de sódio por ácido cítrico;
13. A solução de ácido cítrico na bombona deverá ter uma concentração entre 500 – 2.000 ppm;
14. Sendo assim utilizando-se um tanque de 240 L (ou 200L*), dosar entre 120g (500ppm) até 480g (2.000 ppm) de ácido cítrico em grânulos ou escamas.
* caso o tanque seja de 200 L dosar entre 100g (500 ppm) e 400g (2.000 ppm)
15. A limpeza química deverá ter duração de 2 a 4 horas;
16. Finalizando o período de limpeza com ácido cítrico, desligar o equipamento e descartar a solução;
17. Com água, remover o excesso de produto químico e em seguida submergir novamente o módulo no tanque de aeração;
18. Ligar o equipamento novamente e voltar os parâmetros alterados para os valores que estavam antes da limpeza (valores anotados).

ANEXO 02 – RESULTADO DOS ENSAIOS DO PLANTA PILOTO

RESULTADOS DOS ENSAIOS DE COR

| Cor Aparente (PtCo) | 03/08 | 04/08 | 05/08 | 06/08 | 08/08 | 09/08 | 10/08 | 11/08 | 12/08 | 13/08 |
|----------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Ponto 01 - Entrada | | 3230 | | 4060 | | 3530 | | 3910 | 2810 | 3430 |
| Ponto 02 - Bio + UF | | 450 | | 560 | | 710 | | 1070 | 714 | 730 |
| Ponto 03 – Bio | | | | 1525 | | 1030 | | | | |
| Ponto 05 - Entrada FQ | | 1470 | | 1780 | | 1415 | | 1395 | 990 | 990 |
| Ponto 06 - Saída FQ | | 294 | | 666 | | 692 | | 675 | 608 | 610 |

RESULTADOS DOS ENSAIOS DE DQO

| DQO (mg/L) | 03/08 | 04/08 | 05/08 | 06/08 | 08/08 | 09/08 | 10/08 | 11/08 | 12/08 | 13/08 |
|-----------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Ponto 01 - Entrada | 3380 | 4020 | 3050 | | 2980 | 4940 | 3260 | 3475 | 3365 | 3560 |
| Ponto 02 - Bio + UF | 885 | 940 | 900 | | 1714 | 902 | 674 | 772 | 726 | 866 |
| Ponto 03 – Bio | | 1015 | 1035 | | 1038 | 1236 | 766 | 860 | 768 | 714 |
| Ponto 05 - Entrada FQ | 1150 | 1320 | 1050 | | 936 | 1320 | 810 | 788 | 766 | 774 |
| Ponto 06 - Saída FQ | 845 | 166 | 829 | | 1122 | 1079 | 737 | 719 | 720 | 716 |

RESULTADOS DOS ENSAIOS DE DBO₅

| DBO₅ (mg/L) | 03/08 | 04/08 | 05/08 | 06/08 | 08/08 | 09/08 | 10/08 | 11/08 | 12/08 | 13/08 |
|-------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Ponto 01 - Entrada | | 2215 | | | | | | 1336 | | |
| Ponto 02 - Bio + UF | | 177 | | | | | | 195 | | |
| Ponto 03 – Bio | | | | | | | | | | |
| Ponto 05 - Entrada FQ | | 101 | | | | | | 130 | | |
| Ponto 06 - Saída FQ | | 27 | | | | | | 41 | | |

RESULTADOS DOS ENSAIOS DE FÓSFORO TOTAL

| Fósforo Total (mg/L) | 03/08 | 04/08 | 05/08 | 06/08 | 08/08 | 09/08 | 10/08 | 11/08 | 12/08 | 13/08 |
|-----------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Ponto 01 - Entrada | | 5,19 | | | | | | 4,53 | | |
| Ponto 02 - Bio + UF | | 0,125 | | | | | | 0,608 | | |
| Ponto 03 – Bio | | 3,11 | | | | | | 0,581 | | |
| Ponto 05 - Entrada FQ | | 1,66 | | | | | | 1,45 | | |
| Ponto 06 - Saída FQ | | 0,087 | | | | | | 0,22 | | |

RESULTADOS DOS ENSAIOS DE SST

| SST (mg/L) | 03/08 | 04/08 | 05/08 | 06/08 | 08/08 | 09/08 | 10/08 | 11/08 | 12/08 | 13/08 |
|-----------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Ponto 01 - Entrada | | 240 | | 287 | | 170 | | 217 | | |
| Ponto 02 - Bio + UF | | 11 | | 8 | | 2,5 | | 6 | | |
| Ponto 03 – Bio | | | | 6740 | | 6360 | | 5860 | | |
| Ponto 05 - Entrada FQ | | 196 | | 136 | | 96 | | 90 | | |
| Ponto 06 - Saída FQ | | 26 | | 32 | | 37 | | 48 | | |

RESULTADO DOS ENSAIOS DE TURBIDEZ

| Turbidez (NTU) | 03/08 | 04/08 | 05/08 | 06/08 | 08/08 | 09/08 | 10/08 | 11/08 | 12/08 | 13/08 |
|-----------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Ponto 01 - Entrada | 3040 | 167 | 311 | | 337 | 222 | 147 | 240 | 314 | 296 |
| Ponto 02 - Bio + UF | 0,82 | 0,62 | 1 | | 1,52 | 0,41 | 7,74 | 1 | 0,97 | 0,54 |
| Ponto 03 – Bio | | | 181 | | 26 | 10,7 | | | | |
| Ponto 05 - Entrada FQ | 61,9 | 204 | 77 | | 38 | 36,5 | 30 | 23,7 | 6,7 | 8,95 |
| Ponto 06 - Saída FQ | 3,83 | 2,5 | 4 | | 8,28 | 9,48 | 9,65 | 7,07 | 2,46 | 5,89 |

RESULTADOS DOS ENSAIOS DE TOXICIDADE *VIBRIO FISCHERI*

| Toxicidade VF | 03/08 | 04/08 | 05/08 | 06/08 | 08/08 | 09/08 | 10/08 | 11/08 | 12/08 | 13/08 |
|-----------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Ponto 01 - Entrada | | 256 | | | | | | 1024 | | |
| Ponto 02 - Bio + UF | | 128 | | | | | | 4 | | |
| Ponto 03 – Bio | | | | | | | | | | |
| Ponto 05 - Entrada FQ | | 64 | | | | | | 4 | | |
| Ponto 06 - Saída FQ | | 64 | | | | | | 4 | | |

RESULTADO DOS ENSAIOS DE TOXICIDADE *DAPHNIA MAGNA*

| Toxicidade DM | 03/08 | 04/08 | 05/08 | 06/08 | 08/08 | 09/08 | 10/08 | 11/08 | 12/08 | 13/08 |
|-----------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Ponto 01 - Entrada | | 32 | | | | | | 32 | | |
| Ponto 02 - Bio + UF | | 2 | | | | | | 1 | | |
| Ponto 03 – Bio | | | | | | | | | | |
| Ponto 05 - Entrada FQ | | 1 | | | | | | 1 | | |
| Ponto 06 - Saída FQ | | 1 | | | | | | 1 | | |

FONTE: O autor (2010)

ANEXO 03 – DETALHAMENTO DOS CUSTOS OPERACIONAIS DO PLANTA PILOTO

Os custos planta piloto com membranas de ultrafiltração foram compostos por mão de obra, insumos, manutenção, energia elétrica e tratamento do lodo. Os valores correspondentes a cada item estão apresentados nos quadros abaixo.

| Item | Custo (R\$/m ³) | % |
|---|-----------------------------|-------------|
| 1 - Mão de Obra | 0,93 | 22% |
| 2 - Insumos (limpeza) | 0,06 | 2% |
| 3 - Manutenção (substituição membranas) | 0,12 | 3% |
| 4 - Energia elétrica | 2,43 | 58% |
| 5 - Tratamento do lodo | 0,66 | 16% |
| TOTAL custos (R\$/m³) | 4,21 | 100% |

A mão de obra levou em consideração 3h de trabalho da equipe de manutenção para realizarem o serviço de remoção do módulo do tanque, preparo da solução de limpeza, desmontagem do módulo, limpeza das membranas, enxágüe. Este procedimento foi realizado duas vezes (uma para cada produto químico utilizado). Em seguida o módulo foi remontado e instalado novamente no interior do reator biológico.

| 1 - Mão de Obra | Quantidade utilizada | Custo Unitário | Total (R\$) | Obs.: |
|--|----------------------|----------------|-------------------|--------------------|
| Mão de obra (h) R\$ 44,00 | 3 | R\$ 44,00 | R\$ 132,00 | |
| | | | R\$ 304,91 | 2 ciclos/ano |
| | | | R\$ 25,41 | por mês |
| Num mês trato a 0,038 m ³ /h, um total de 27,36 m ³ , 328,32 m ³ /ano, então: | | | R\$ 0,93 | por m ³ |
| 0,038 | 27,36 | | R\$ 268,41 | por m ² |

Neste item foram levados em consideração a quantidade de insumos utilizada e o custo do tratamento da solução de limpeza (efluente da limpeza).

| 2 - Limpeza Química (Insumos) | Quantidade utilizada | Custo Unitário | Total (R\$) | |
|--|-----------------------------|-----------------------|--------------------|--------------------|
| Água (L) | 200 | R\$ 0,01 | R\$ 2,00 | como efluente |
| | | | | |
| Hipoclorito de Sódio (L) | 3 | R\$ 2,16 | R\$ 6,48 | |
| Ácido Cítrico (kg) | 0,5 | R\$ 4,20 | R\$ 2,10 | |
| Mão de obra (h) R\$ 44,00 | 3 | | R\$ - | |
| | | | R\$ 21,16 | 2 ciclos/ano |
| | | | R\$ 1,76 | por mês |
| Num mês trato a 0,038 m ³ /h, um total de 27,36 m ³ , 328,32 m ³ /ano, então: | | | R\$ 0,06 | por m ³ |
| 0,038 | 27,36 | | R\$ 18,63 | por m ² |

O custo de troca das membranas foi calculado com base no tempo médio de vida informado pelo fabricante.

| 3 - Substituição de membranas | Quantidade | Custo (R\$) |
|--|-------------------|--------------------|
| Substituição a cada 5 anos (m ²) | 1,136 | R\$ 204,48 |
| Custo por ano | | R\$ 40,90 |
| Custo por mês em relação a 27,36m ³ | 27,36 | R\$ 0,12 |

O consumo de energia elétrica foi calculado com base na medição da amperagem do equipamento e voltagem utilizada. Os cálculos para definir o consumo do equipamento foram:

| Medição Energia Elétrica do Sistema de Membranas | | |
|---|------------------|---|
| Amperagem (A) | 1,5 | |
| Voltagem (V) | 220 | |
| Potência Aparente | P=V*I | |
| | 330 | VA |
| Potência real (ativa) | PR = P*FP | Fator de Potência utilizado: 80% (0,8) |
| | 264 | W |
| | 0,264 | KW |

| 4 - Energia Elétrica - Consumo | Quantidade | Unidade |
|---|-------------------|----------------|
| Consumo kWh | 0,264 | kwh |
| Valor kWh (R\$) | 0,35 | R\$/KWh |
| Consumo (R\$/dia) | R\$ 2,22 | R\$/dia |
| Consumo anual (R\$/ano) | R\$ 809,42 | R\$/mês |
| Consumo mensal (R\$/mês) | R\$ 66,53 | R\$/ano |
| Para vazão de 0,038 m³/h (27,36m³) | R\$ 2,43 | R\$/m³ |

A quantidade de lodo gerada foi estimada em 2,5% com base nos cálculos abaixo:

| Geração de Lodo | | |
|---|--|--------|
| Base de cálculo | 1,6 x A membrana | |
| | 1,6 x 1,136 m² = | 1,8176 |
| Valor adotado | 2m³ de TA necessário | |
| | 50% lodo neste tanque e taxa de descarte de 2,5% | |
| | para ID = 40 dias | |
| | Base para lodo a 25% de sólidos após deságüe | |
| 2m³ de TA, com 50% de lodo e 2,5% descarte = 0,05 t/dia, ou 1,5t/mês e 18 t/ano SEM Deságüe | | |
| Com Deságüe, esta quantia passa para: 2,16t/ano e 0,18t/mês | | |

| 5 - Geração e tratamento do Lodo | Quantidade | Custo (R\$) |
|---|-------------------|--------------------|
| 2,5% do total anual | 2,16 | R\$ 216,00 |
| 2,5% do total mensal | 0,18 | R\$ 18,00 |
| Total R\$ Lodo/m³ Efluente | | R\$ 0,66 |

ANEXO 04 – REQUISITOS LEGAIS NO BRASIL E NA EUROPA

RESÍDUOS

| <i>BRASIL</i> | <i>DIRETRIZES EUROPÉIAS</i> |
|---|--|
| ABNT NBR 10.004 – Resíduos sólidos classificação | Resolução do Conselho das Comunidades Européias, 89/C 9/01, de 21 de dezembro de 1988, relativa aos movimentos transfronteiriços de resíduos tóxicos e perigosos para países terceiros; |
| ABNT NBR 10.005 – Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos | Diretiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de novembro de 2008, relativa aos resíduos e que revoga certas diretivas. |
| ABNT NBR 10.006 – Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos | Diretiva do Conselho das Comunidades Européias, 91/689/CEE, de 12 de dezembro de 1991, relativa aos resíduos perigosos; Alterada por: |
| ABNT NBR 10.007 – Amostragem de resíduos sólidos | M1 Diretiva 94/31/CE do Conselho de 27 de junho de 1994; M2 Regulamento (CE) n.º 166/2006 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 18 de janeiro de 2006; M3 diretiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de novembro de 2008. |
| LEI Nº 12.305/2010 (PNRS) – Intitui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; Altera a Lei Nº 9.605, de 12-02-1998; e dá outras providências. | Diretiva do Conselho das Comunidades Européias, de 12 de junho de 1986, relativa aos valores-limite e aos objetivos de qualidade para as descargas de certas substâncias perigosas incluídas na lista I do Anexo da Diretiva 76/464/CEE. Alterada por: M1 Diretiva 88/347/CEE do Conselho, de 16 de junho de 1988; M2 Diretiva 90/415/CEE do Conselho, de 27 de julho de 1990; M3 Diretiva 91/692/CEE do Conselho, de 23 de dezembro de 1991; M4 Diretiva 2008/105/CE do parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de dezembro de 2008, retificada por: C1 retificação, JO L 210 de 1.8.1986, p. 108 (86/280/CEE), C2 Retificação, JO L 221 de 7.8.1986, p. 51 (86/280/CEE), C3 Retificação, JO L 72 de 25.3.1993, p. 36 (86/280/CEE). |
| ABNT NBR 12.235/92 – Armazenamento de resíduos sólidos perigosos | |
| NR 25 – Resíduos Industriais – Dispõe sobre a eliminação de resíduos nos locais de trabalho. Aprovada pela Portaria MTB Nº 3.214, de 08-06-1978. | |
| Lei Nº 11.347, de 17-01-2000 – Dispõe sobre a coleta, o recolhimento e o destino final dos resíduos sólidos potencialmente perigosos (pilhas e baterias que contenham metais pesados, lâmpadas fluorescentes, de vapor de mercúrio e sódio e de luz mista) que menciona, e adota outras providências. | |
| NBR 15113: Fixa requisitos mínimos exigíveis para projeto, implantação e operação de aterros de RSCC | |

ATERROS

| <i>BRASIL</i> | <i>DIRETRIZES EUROPÉIAS</i> |
|---|--|
| ABNT NBR 13.896/97 – Aterros de resíduos não perigosos critérios para projeto, implantação e operação. | Decisão da Comissão das Comunidades Européias, de 17 de novembro de 2000, relativa a um questionário para os relatórios dos Estados-Membros sobre a execução da Diretiva 1999/31/CE relativa à deposição de resíduos em aterros; |
| ABNT NBR 8418/84 – Apresentação de projetos de aterros para resíduos industriais perigosos. | Decisão do Conselho da União Européia, de 19 de dezembro de 2002, que estabelece os critérios e processos de admissão de resíduos em aterros nos termos do artigo 16º e do anexo II da Diretiva 1999/31/CE; |
| ABNT NBR 10.157 – Aterros de resíduos perigosos, critérios para projeto, construção e aprovação. | |
| ABNT NBR 8419/96 – Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos urbanos. | |
| Instrução Normativa FATMA Nº 02, de 21-02-2008 – Dispõe sobre a disposição final de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários. | |
| NBR 15113 – Fixa requisitos mínimos exigíveis para projeto, implantação e operação de aterros de resíduos sólidos da construção civil classe A e de resíduos inertes. | |

EFLUENTES

| <i>BRASIL</i> | <i>DIRETRIZES EUROPÉIAS</i> |
|---|--|
| <p>Resolução CONAMA Nº 357/05 – dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos de água, e dá outras providências.</p> <p>Resolução CONAMA 397/08 – altera o inciso II do § 40 e a tabela X do § 50, ambos do art. 34 da resolução do Conselho Nacional do Meio ambiente - Lei Nº 14.675, DE 13-04-2009 – institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências.</p> <p>Portaria Nº 017/02 - FATMA de 18 de abril de 2002 - Estabelece os Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens e dá outras providências.</p> | <p>Diretiva 91/271/CEE, do Conselho da União Européia, de 21 de maio de 1991, relativa ao tratamento de águas residuais urbanas.</p> <p>Diretiva 2006/11/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 15 de fevereiro de 2006, relativa à poluição causada por determinadas substâncias perigosas lançadas no meio aquático da Comunidade.</p> <p>Alterada por: M1 Diretiva 98/15/CE da Comissão de 27 de fevereiro de 1998; M2 Regulamento (CE) n.º 1882/2003 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 29 de setembro de 2003; M3 Regulamento (CE) n.º 1137/2008 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 22 de outubro de 2008.</p> |

MONITORAMENTO

| <i>BRASIL</i> | <i>DIRETRIZES EUROPÉIAS</i> |
|---|--|
| ABNT NBR 13.895/97 – Construção de poços de monitoramento e amostragem. | Resolução do Conselho das Comunidades Europeias, 92/C 59/02), de 25 de fevereiro de 1992, relativa à futura política comunitária em matéria de águas subterrâneas. |
| ABNT NBR 15.495 – 1: 2007 – Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares – parte 1: projeto e construção. | Resolução do Conselho das Comunidades Europeias, 95/C 49/01), de 20 de fevereiro de 1995, relativa à proteção das águas subterrâneas. |
| Resolução CONAMA Nº 396/08 – Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. | Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água; Decisão n.º 2455/2001/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 20 de novembro de 2001, que estabelece a lista de substâncias prioritárias no domínio da política da água e altera a Diretiva 2000/60/CE. Diretiva 2006/118/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de dezembro de 2006, relativa à proteção das águas subterrâneas contra a poluição e deteriorização; Diretiva do Conselho, 80/68/CEE, de 17 de dezembro de 1979, relativa à proteção das águas subterrâneas contra a poluição por certas substâncias perigosas. Alterada por: Diretiva do Conselho de 23 de dezembro de 1991. |